

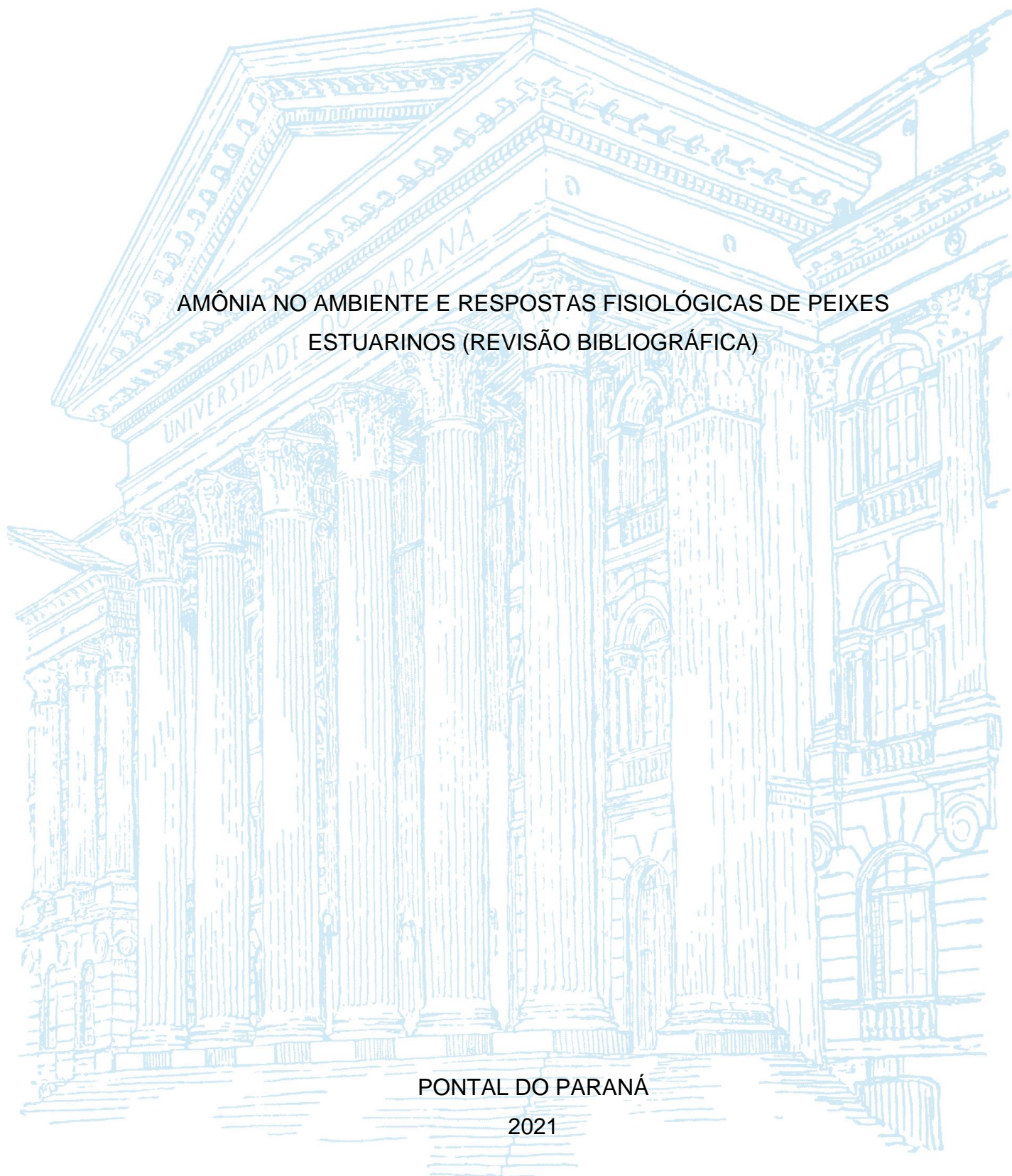
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JENNIFER PAULA DE MELO

AMÔNIA NO AMBIENTE E RESPOSTAS FISIOLÓGICAS DE PEIXES  
ESTUARINOS (REVISÃO BIBLIOGRÁFICA)

PONTAL DO PARANÁ

2021



JENNIFER PAULA DE MELO

AMÔNIA NO AMBIENTE E RESPOSTAS FISIOLÓGICAS DE PEIXES  
ESTUARINOS (REVISÃO BIBLIOGRÁFICA)

Monografia apresentada como requisito parcial à  
obtenção do título de Bacharel em Engenharia  
Ambiental e Sanitária, Centro de Estudos do Mar,  
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Fabiano Bendhack.

PONTAL DO PARANÁ

2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ATA DE REUNIÃO

TERMO DE APROVAÇÃO

Jennifer Paula de Melo

## “AMÔNIA NO AMBIENTE E RESPOSTAS FISIOLÓGICAS DE PEIXES ESTUARINOS (REVISÃO BIBLIOGRÁFICA)”

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos membros:

Prof. Dr<sup>a</sup> Amanara Potykytã de Sousa Dias Vieira - CPP-CEM/UFPR

Prof. Dr<sup>a</sup> Silvia Pedroso Melegari - CPP-CEM/UFPR

Prof. Dr. Fabiano Bendhack - CPP-CEM/UFPR

Presidente

Pontal do Paraná, 08 de Março de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **AMANARA POTYKYTA DE SOUSA DIAS VIEIRA, VICE / SUPLENTE COORDENADOR(A) DE CURSO DE GRADUACAO (CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITARIA) - PP**, em 09/03/2021, às 16:54, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **FABIANO BENDHACK, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 10/03/2021, às 10:03, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.

Documento assinado eletronicamente por **SILVIA PEDROSO MELEGARI, PROFESSOR DO**



**MAGISTERIO SUPERIOR**, em 19/05/2021, às 19:36, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador **3362750** e o código CRC **9584723A**.

---

Referência: Processo nº 23075.011900/2021-47

SEI nº 3362750

A todos que fizeram parte dessa caminhada, principalmente minha família.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por me manter firme na fé e por ter me dado forças em todos os momentos, fazendo com que não desistisse e seguisse em frente.

Aos meus pais, Lucimara e Luís, por sempre me apoiarem, me incentivarem e me darem amor, além de me mostrar que eu era capaz de alcançar todos os meus sonhos. À minha irmã, Isabela, pelo seu companheirismo, amor e apoio de sempre.

Ao meu orientador, Fabiano Bendhack, por ter me auxiliado durante esse trabalho e ter me passado todo conhecimento necessário para a realização do mesmo. Agradeço por todas as conversas e conselhos durante essa caminhada.

A todos os meus amigos que estiveram comigo ao longo do curso, em especial, Alana Banques, Flávia Mariana e Laís Miguel. Agradeço por todas as risadas, conselhos e momentos bons (e ruins) que passamos juntas. Agradeço também à Erica Baptista e Carolina Reis pela amizade de longa data, pelo apoio e carinho, assim como todos os momentos em que estivemos juntas.

A todos da Universidade Federal do Paraná, funcionários do campus Pontal do Paraná, com quem convivi e pude aprender muito. Agradeço principalmente aos professores, pela excelente qualidade no ensino, por todo apoio e toda atenção que disponibilizaram durante essa trajetória.

Enfim, agradeço a todos que estiveram comigo e fizeram parte da minha formação.

“Revesti-vos de toda a armadura de Deus, para que possais estar firmes  
contra as astutas ciladas do diabo.”  
(Efésios 6: 11)

## **RESUMO**

A poluição das águas é um problema que está em constante crescimento, pois muitas cidades próximas à costa tendem a se desenvolver por meio dos recursos que esse ambiente oferece, trazendo consigo impactos decorrentes das atividades antrópicas. Os ambientes estuarinos são ecossistemas com grande diversidade ecológica que vem sofrendo uma grande pressão por causa dessas atividades, o que acarreta em sérios problemas aos organismos que habitam esses locais e causam mudanças significativas no comportamento das espécies, tanto individualmente quanto como um todo. Os peixes - considerados organismos de topo de cadeia – podem ser utilizados como bioindicadores de contaminantes presentes no ambiente aquático, e deste modo, é uma importante ferramenta para monitoramento ambiental. Para avaliar os possíveis danos da amônia causados a esses indivíduos, foi realizada uma pesquisa com base em trabalhos já elaborados e elaborada uma revisão bibliográfica com ênfase em espécies estuarinas presentes no litoral do Paraná, com o intuito de reunir informações que servirão de base para trabalhos futuros.

**Palavras-Chave:** Poluição. Ambientes estuarinos. Bioindicadores. Amônia. Peixes.



## **ABSTRACT**

Water pollution is a problem that is constantly increase, as many cities close to the coast tend to develop through the resources that this environment offers, bringing with it impacts resulting from anthropic activities. Estuarine environments are ecosystems with great ecological diversity that have been under great pressure because of these activities, which causes serious problems to the organisms that inhabit these places and cause significant changes in the behavior of species, both individually and as a whole. Fish - considered top chain organisms - can be used as bioindicators of contaminants present in the aquatic environment, and thus, it is an important tool for environmental monitoring. In order to evaluate the possible damage caused by ammonia to these individuals, a research was accomplished based on works already elaborated and a bibliographic review was elaborated with emphasis on estuarine species present on the coast of Paraná, in order to collect information that will serve as a basis for future researches.

**Keywords:** Pollution. Estuarine environments. Bioindicators. Ammonia. Fishes.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
1.1 JUSTIFICATIVA .....	14
1.2 OBJETIVOS .....	15
1.2.1 <i>Objetivo geral</i> .....	15
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	15
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>16</b>
2.1 AMBIENTES ESTUARINOS .....	16
2.2 LITORAL DO PARANÁ .....	17
2.3 POLUIÇÃO DE AMBIENTES ESTUARINOS .....	19
2.4 AMÔNIA .....	20
2.4.1 <i>Amônia e sua influência nos parâmetros de qualidade da água</i> .....	24
2.4.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	24
2.4.1.2 Oxigênio Dissolvido (OD) .....	26
2.4.1.3 Temperatura .....	27
2.4.1.4 Salinidade.....	28
2.4.2 <i>Legislação ambiental – Padrões de amônia</i> .....	29
2.5 PEIXES .....	32
2.5.1 <i>Fisiologia dos peixes</i> .....	33
2.5.1.1 Brânquias .....	34
2.5.1.2 Fígado .....	35
2.5.1.3 Rins .....	36
2.5.1.4 Osmorregulação.....	37
2.6 INFLUÊNCIA DA EXPOSIÇÃO À AMÔNIA NO ESTRESSE FISIOLÓGICO EM PEIXES .....	39
2.6.1 <i>Espécies estuarinas e os efeitos da amônia</i> .....	41
2.6.1.1 Robalo.....	41
2.6.1.2 Tainha .....	46
2.7 ECOTOXICOLOGIA E O USO DE BIOINDICADORES COMO FERRAMENTA NO MONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS .....	48
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>51</b>
<b>4 RECOMENDAÇÕES FUTURAS .....</b>	<b>53</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>54</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Diante do aumento populacional e com o desenvolvimento da indústria, é notável que os efeitos das atividades antrópicas causem prejuízos ao meio ambiente, alterando assim, a dinâmica dos ecossistemas. As atividades antrópicas têm sido um dos principais responsáveis por introduzir inúmeras substâncias no ambiente, sendo elas de diferentes características, encontradas em pequenas quantidades, mas que resultam em um crescente processo de contaminação. Considera-se que um ambiente está poluído quando os agentes contaminantes presentes modificam, de maneira significativa, o ambiente receptor (SODRÉ, 2012). Deste modo, as mudanças nas propriedades do meio físico poderão provocar impactos na biota de diferentes tipos, podendo ser danoso a algumas espécies (SODRÉ, 2012).

Se tratando da água, consideramos a mesma como um elemento essencial não só para a manutenção da vida no planeta, mas também como uma parte importante para a dinâmica dos ecossistemas, sendo uma peça chave quando se tratando do desenvolvimento ambiental, econômico e social de um país ou de uma determinada região. A água é considerada indispensável para atividades humanas, como por exemplo, o abastecimento público e industrial, geração de energia, irrigação de áreas agrícolas, entre outros (IDE, 2014). De acordo com Von Sperling (2014), a caracterização da água vai além da molécula química, pois a mesma tem a habilidade de agir como solvente, permitindo a absorção de diferentes tipos de poluentes, caracterizando deste modo, a qualidade da água.

Os ecossistemas aquáticos sofrem com os múltiplos impactos ambientais, através de fontes pontuais (descartes de efluentes industriais e domésticos, canais de drenagem urbana e emissários submarinos) e fontes difusas (disposição atmosférica, agricultura e drenagem urbana) (SODRÉ, 2012), sendo as fontes pontuais identificadas e diagnosticadas mais facilmente, podendo desta forma, possibilitar a determinação de medidas de controle ou aplicar a legislação vigente, de maneira eficiente, para reduzir as ações responsáveis por degradar o meio ambiente (SODRÉ, 2012). O descarte de efluentes não tratados, lançados nos ecossistemas aquáticos, causa uma série de problemas ao corpo hídrico e à fauna, tendo como principal consequência a diminuição do oxigênio dissolvido na água

(através das atividades dos microrganismos, principalmente as bactérias, para a degradação da matéria orgânica), prejudicando os peixes e outros organismos que habitam esses ambientes (MORAES e JORDÃO, 2002).

No meio aquático, o nitrogênio pode estar presente nas seguintes formas: nitrogênio molecular ( $N_2$ ) (vai para a atmosfera); nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); amônia (na forma livre ( $NH_3$ ) e ionizada ( $NH_4^+$ ); nitrito ( $NO_2^-$ ); e nitrato ( $NO_3^-$ ). Nos esgotos domésticos brutos, o nitrogênio orgânico e a amônia são as formas predominantes (VON SPERLING, 2014). Dando ênfase em uma das formas do nitrogênio, a amônia tem sua principal origem na ureia, que passa por um processo de hidrólise e desta forma, é raramente encontrada em esgotos brutos. O nitrogênio amoniacal pode se apresentar em duas formas, sendo eles: íon amônio ( $NH_4^+$ ) e a amônia ( $NH_3$ ) que é a forma não ionizada e considerada como a forma livre, podendo sofrer alterações nestas formas de apresentação de acordo com o pH e outros parâmetros de qualidade da água (VON SPERLING, 2014).

As consequências das alterações na qualidade da água representam uma diminuição intensa na biodiversidade aquática, em resultado da desestruturação do ambiente físico, químico e biológico (CALLISTO et al., 2001), assim como podem trazer prejuízos à sociedade, quando se diz respeito ao uso da água para consumo ou recreação. De acordo com essas modificações, podemos ressaltar a sensibilidade ambiental das zonas costeiras e estuarinas, pois estão sujeitas a grande opressão das atividades antrópicas (MUCHA e ALMEIDA, 2014). Podemos encontrar como ameaças comuns nesses ambientes a exploração de manguezais que desrespeitam os princípios da sustentabilidade, introdução de espécies exóticas que podem contribuir para o desaparecimento de espécies nativas, pesca indiscriminada que não respeitam o ciclo de vida dos organismos, ocasionando uma sobre-exploração e perda da capacidade desses organismos se recuperarem, assim como a ocupação urbana sem planejamento. Dentre essas ameaças, a que mais contribui para os efeitos de eutrofização dos ambientes aquáticos estuarinos, e consequentemente a sua contaminação com resíduos nitrogenados é a ocupação urbana de maneira desordenada (SODRÉ, 2012).

Os ambientes estuarinos são conhecidos como ambientes complexos, que possuem grande importância econômica, social e ecológica (DUARTE e VIEIRA, 1997). São conhecidos como as principais áreas de berçário, onde abriga inúmeras espécies de peixes (MUMBY et al., 2004), que utilizam suas águas, em determinado

momento do ciclo de vida como área de recrutamento, alimentação e/ ou reprodução (POTTER et al., 1986), pois o estuário possui uma alta produtividade e ambientes que propiciam a proteção contra os predadores (LAEGDSGAARD e JOHNSON, 2000). Caracterizam-se também por conter fauna e flora no qual se adapta facilmente aos distúrbios ambientais e estabilidade ecológica quando se trata de um ambiente fisicamente variável, no entanto, vulnerável quando expostos a alterações no meio introduzidas pelo homem (YAÑEZ-ARANCIBIA, 1986). Esses ambientes são reconhecidos como um local relevante para a pesca, pois a maioria das capturas, sendo elas comerciais, artesanais ou recreacionais, em ambientes marinhos abrangem peixes que habitam os estuários pelo menos em um dos ciclos de suas vidas. Deste modo, o valor econômico e a sustentabilidade da atividade pesqueira estão ligados de forma direta à manutenção do equilíbrio ambiental dos estuários, o que afeta a fauna e a flora de maneira significativa. Na pesca, um aspecto importante que deve ser levado em consideração é o risco de contaminação do pescado (por meio da poluição ambiental) que é capturado em regiões no qual a qualidade do mesmo está diretamente ligada à qualidade do ambiente (FELDHUSEN, 2000).

O Litoral do Paraná caracteriza-se como um local onde a maior parte do seu território é composta por regiões estuarinas. Dentre essas regiões estuarinas, podemos encontrar dois grandes e importantes estuários, sendo eles: o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e o estuário de Guaratuba (Baía de Guaratuba).

Ecossistemas como os ambientes estuarinos estão ameaçados por conta do contexto socioambiental da zona costeira, pois o mesmo é evidenciado pela complexidade e por problemas nos sistemas naturais e sociais (ANDRIGUETTO FILHO e MARCHIORO, 2002). Um dos maiores problemas encontrados no Litoral do Paraná é a poluição dos corpos hídricos por esgoto sanitário, que é contribuído pela falta de infraestrutura sanitária (ARMANI et al., 2018). Porém, em julho de 2018, foram concluídas obras de ampliação do sistema de esgotamento nas cidades de Matinhos e Pontal do Paraná. Através de análises de qualidade da água dos rios e canais das cidades realizadas antes e durante a ampliação, constataram contaminação por esgoto sanitário nesses locais (ARMANI et al., 2018). Essa contaminação pode acarretar a deterioração da qualidade das águas destes corpos receptores, sobretudo em locais próximos a aglomerados urbanos, trazendo

consequências negativas tanto socialmente, quanto economicamente (TERNUS, 2011).

Quanto mais rápido for o reconhecimento dos elementos que ocasionem as condições adversas ao meio ambiente, as chances de mitigar esse impacto aos níveis superiores da organização biológica (comunidades e ecossistemas) serão maiores (ARIAS et al., 2007). Os peixes são vistos como excelentes indicadores das condições ambientais, pois podem refletir os distúrbios em diversas escalas, devido a diversos aspectos e sua posição na cadeia trófica (FREITAS e SIQUEIRA-SOUZA, 2009). O robalo e a tainha são organismos de topo de cadeia, com hábitos alimentares onde estão propícios a ingerir organismos que tiveram contato direto com poluentes, podendo assim, serem considerados potenciais bioindicadores.

Por se tratar de zonas de suma importância ecológica, com uma grande diversidade de indivíduos, torna-se essencial o monitoramento dessas áreas, buscando eliminar possíveis agentes que contribuem para a degradação dos ambientes aquáticos, assim como encontrar formas de exploração sustentável, para que as ações antrópicas não tenham tantos impactos negativos nesses ecossistemas.

## 1.1 JUSTIFICATIVA

Nas últimas décadas, houve um aumento significativo no aporte de nutrientes nos ambientes costeiros, sendo uma consequência do crescimento populacional e de uma maior produção de alimentos e energia (HOWARTH et al., 2003). Os mares, por receberem um grande volume de água derivado dos rios, sofrem com a poluição, tanto das águas doces, quanto da atmosfera (ARANA, 1997).

A existência de derivados do nitrogênio na água é um indicativo de que está ocorrendo processos biológicos influenciados por poluição orgânica, podendo, em grandes concentrações, acarretar em danos fisiológicos em organismos aquáticos (PIEDRAS et al., 2006). Na esfera nacional, a legislação que norteia sobre os padrões de lançamento de efluentes é a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Essa resolução nos apresenta informações importantes sobre os valores máximos de concentração de nitrogênio amoniacal em ambientes aquáticos, porém nem sempre são respeitados. No estado do Paraná, apenas estudos levantados por

órgãos e companhias do estado apresentam valores permitidos de nitrogênio nos corpos receptores.

Neste contexto, torna-se importante realizar uma revisão bibliográfica dos materiais já elaborados, para se ter conhecimento sobre a tolerância e os efeitos fisiológicos em organismos que habitam regiões estuarinas, dando ênfase em espécies nativas do Litoral do Paraná.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Buscar informações a respeito dos impactos fisiológicos da amônia em peixes, com enfoque em duas espécies estuarinas.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- Discutir sobre a influência da amônia ambiental na fisiologia dos peixes;
- Levantar conhecimento sobre o robalo (*Centropomus spp.*) e a tainha (*Mugil spp.*), espécies recorrentes no litoral do Paraná, como potenciais bioindicadores no monitoramento do ambiente aquático.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 AMBIENTES ESTUARINOS

Os ambientes estuarinos são conhecidos como ambientes complexos, que possuem grande importância econômica, social e ecológica (DUARTE e VIEIRA, 1997). São conhecidos como as principais áreas de berçário, onde abriga inúmeras espécies de peixes (MUMBY et al., 2004), que utilizam suas águas, em determinado momento do ciclo de vida, como área de recrutamento, alimentação e/ ou reprodução (POTTER et al., 1986). Os estuários possuem uma alta produtividade e ambientes que propiciam a proteção contra os predadores (LAEGDSGAARD e JOHNSON, 2000).

Por se tratar de uma zona de confluência de águas fluviais e marinhas, a hidrodinâmica dos estuários é favorável à retenção de nutrientes que surgem neste local, sustentando, desta maneira, uma atividade biológica intensa (DUARTE e VIEIRA, 1997). Desta forma, é capaz de transformar em autênticos viveiros de peixes e crustáceos (DUARTE e VIEIRA, 1997), já que são conhecidos como áreas altamente férteis (FERREIRA, 1979). Para que ocorram os mecanismos de mistura, circulação e estratificação dos sistemas estuarinos, três forças são responsáveis por atuar, sendo elas: a descarga de água doce, as correntes de maré e a energia do vento que é transferida para a superfície livre da massa d'água. Ao serem somadas, essas forças se juntam às influências realizadas pela geomorfologia do campo estuarino, salinidade e padrões de circulação da região costeira próxima (FÁVARO, 2004). Como são ambientes confinados, qualquer mudança ou agressão que ocorre, afeta de maneira significativa a comunidade biológica (PRÓSPERI, 1993) e diretamente a economia de muitas comunidades ribeirinhas (DUARTE e VIEIRA, 1997).

As assembleias de peixes que habitam os ambientes estuarinos estão sujeitas à forte supressão proveniente de ações antrópicas, e deste modo, podem sofrer com a influência direta na distribuição, disponibilidade de alimentos, reprodução, crescimento, sobrevivência, comportamento e entre outros, em espécies consideradas residentes e migratórias (FÁVARO, 2004). A distribuição dos peixes nesses ambientes sofre influência principalmente pela salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido presentes na água (KENNISH, 1986).



## 2.2 LITORAL DO PARANÁ

O litoral paranaense se encontra entre os paralelos 25° e 26° de latitude sul e 48° e 49° de longitude oeste, possuindo uma superfície total de mais de 6.000 km<sup>2</sup>, representando 3% da superfície do estado de Paraná (PIERRI et al., 2006). Possui dois grandes estuários, sendo eles: o de Paranaguá (extensão de 3.882 km<sup>2</sup>) e o de Guaratuba (1.886 km<sup>2</sup> de extensão) (PARANÁ, 2006).

O litoral do Paraná está dividido em sete municípios, como representado na figura 1. Considerando todos os municípios, a população soma 299.824 habitantes, no censo realizado em 2020 (IBGE, 2020).

**FIGURA 1 – REPRESENTAÇÃO DO LITORAL DO PARANÁ E SEUS SETE MUNICÍPIOS.**



ELABORAÇÃO: ANDRÉ EDWARD TAVARES DA SILVA.  
FONTE: CUMIN et al. (2011).

Dando ênfase nos principais sistemas estuarinos do litoral, podemos dizer que o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) dispõe de diversas vilas de pescadores e algumas cidades, sendo a principal e maior delas, Paranaguá. São realizadas diferentes atividades nesta área, sendo as principais: urbana, portuária, industriais (granéis, fertilizantes, estocagem de produtos químicos), dragagens e atividades pesqueiras. Diante disso, é notável que os impactos causados por

poluição orgânica e química presentes no CEP são provenientes, principalmente, por efluentes domésticos e industriais da cidade de Paranaguá e das atividades portuárias locais (FALCÃO et al., 2008). O estuário de Guaratuba/ Baía de Guaratuba está situada na região sul do estado do Paraná, onde seu eixo principal é orientado no sentido leste-oeste. Compreende a maior parte do município de Guaratuba e 29% (da área total) da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba (IAP, 1996). Na figura 2 é apresentado o CEP e a Baía de Guaratuba.

**FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP) E DA BAÍA DE GUARATUBA.**



ELABORAÇÃO: LABORATÓRIO DE GEOPROCESSAMENTO – CEM/ UFPR.

FONTE: CUMIN et al. (2011).

De acordo com Marques (2017), os municípios do litoral do Paraná enfrentam pressões demográficas que são consequências das altas taxas de crescimento populacional (residentes desse local), população flutuante (turistas) e da expansão da indústria portuária. Essas pressões demográficas podem ser responsáveis pela poluição dos ambientes aquáticos no litoral do Paraná, pois está intimamente ligado com as atividades antrópicas. Um exemplo disso é o que ocorre no rio Pery (divisa entre os municípios de Matinhos e Pontal do Paraná), no qual foi constatado, através

de análises realizadas por Elste et al. (2019), baixos níveis de oxigênio dissolvido (0,56 mg/L) e altos níveis de DBO<sub>5</sub> (acima de 10 mg/L), sendo influenciados pela presença de efluentes sanitários, assim como resíduos que compõem o lixo urbano. Os autores ainda ressaltam que esses resultados podem ser a explicação para as reclamações com relação ao mau cheiro e morte de peixes.

Em estudo realizado por Guaita et al. (2008), após um diagnóstico dos problemas ambientais que ocorrem no litoral paranaense, os autores relataram que a disponibilidade de rede de esgoto em áreas urbanas, especificamente em Pontal do Paraná, é considerada baixa e isso contribui para que o ambiente não seja “saudável”. Os mesmos ainda citam o fato de que as fossas sépticas são as soluções alternativas mais comuns para o descarte de efluentes domésticos, porém pode ocorrer a contaminação do lençol freático, já que no litoral estão situados a poucos metros da superfície.

O tratamento de esgoto sanitário é uma das grandes preocupações na qualidade ambiental do litoral, pois a maioria dos municípios demonstram carência em níveis elevados com relação à coleta de esgoto (PDS LITORAL, 2018). Apesar de algumas cidades do litoral do Paraná terem realizado obras para a melhoria do saneamento, ainda há regiões no qual possuem inúmeras ligações inadequadas de esgotos sanitários (clandestinas). A falta de esgotamento sanitário adequado colabora para que haja despejos inadequados de efluentes nos corpos hídricos e assim, contaminando de forma direta o ambiente. Isso coloca em risco a saúde da população que reside próximo a esses locais (GUAITA et al., 2008).

## 2.3 POLUIÇÃO DE AMBIENTES ESTUARINOS

Por definição, poluição é uma alteração das propriedades naturais do meio ambiente, que pode prejudicar de maneira significativa à saúde, à segurança ou o bem-estar dos indivíduos que são propícios aos seus efeitos, ocasionado por algum agente, sendo ele, de qualquer espécie (MANO et al., 2005).

Os ambientes aquáticos são considerados como receptores finais de contaminantes, liberados no ambiente por meio de ações antropogênicas (DOMINGOS, 2006). Estes contaminantes podem ser lançados de forma direta, provenientes do ar ou do solo, podendo alcançar o meio aquático por meio de deposição atmosférica e escoamento de contaminantes terrestres através da chuva

(DOMINGOS, 2006), na sua forma original ou como produto de transformação (BERTOLETTI, 1992). Os aportes comumente encontrados em áreas costeiras são de origem orgânica, sendo na maioria das vezes originados por despejos de esgotos, composto basicamente por matéria orgânica. Por conter nitrogênio e fósforo de maneira prevalente em sua formação, ocorre a eutrofização do meio (crescimento de microalgas) e o surgimento de espécies indesejáveis (ASLAN et al., 2017).

As áreas costeiras são receptores de despejos de rios, cidades e indústrias por todas as suas margens, os mesmos são imediatamente mais suscetíveis a prejuízos do que outro ambiente do ecossistema costeiro (PRÓSPERI, 1993). Segundo dados da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1973), o acréscimo de poluentes nos ecossistemas estuarinos, podem acarretar diversos efeitos sobre a biota, sendo os mais importantes: redução do influxo de energia para os ecossistemas; aumento da concentração de matéria orgânica e de nutrientes; redução do desempenho de indivíduos, devido à toxicidade crônica; ocorrência de condições extremas que podem ser intoleráveis a certos organismos.

A alteração dos fatores ambientais, como a introdução de compostos químicos, por exemplo, pode conduzir a mudanças na sua estrutura e acarretar situações críticas, extinguindo diferentes espécies de organismos (PRÓSPERI, 1993). Por mais que possam ocorrer mudanças na dinâmica do ecossistema que recebeu uma quantidade significativa de poluentes, existem comunidades que são capazes de suportar as condições existentes (diferentes das condições normais), bem como as flutuações naturais (TOMMASI, 1979). Deste modo, quaisquer alterações que ocorrem nestes ecossistemas considerados frágeis, podem prejudicar diretamente o ciclo de vida de grande parte das espécies marinhas, alterando o equilíbrio da cadeia trófica, modificando toda a estrutura do ecossistema (DAROS, 2014).

## 2.4 AMÔNIA

O nitrogênio é visto como um dos elementos essenciais no metabolismo de ecossistemas aquáticos por atuar na formação de proteínas, funcionar como fator limitante da produção primária ou tornar-se tóxico para os organismos presentes no meio em questão (PEREIRA e MERCANTE, 2005). As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e

a fixação de nitrogênio molecular que ocorre dentro do lago, por exemplo (ESTEVES, 1998). O composto encontra-se nos ambientes aquáticos em diferentes formas, dentre eles: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), entre outros (ESTEVES, 1998).

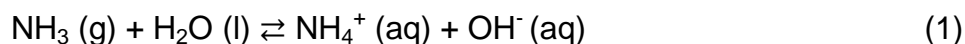
Em corpos d'água, o nitrogênio pode apresentar informações importantes durante uma análise, sobre o estágio da poluição. Quando encontramos o nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, isso significa que houve uma poluição recente, enquanto que, se encontramos o nitrogênio na forma de nitrato, isto está associado a uma poluição mais remota (VON SPERLING, 2014). A amônia está presente em águas naturais por meio de diversas fontes, nos quais as principais podemos citar: esgoto bruto (industriais e domésticos), poluição recente em um curso d'água (assim como poluição intermediária) e resíduos agrícolas (BOLNER, 2007). Dentre as formas da amônia, podemos encontrar ionizada ( $\text{NH}_4^+$  ou amônio) e não ionizada (livre  $\text{NH}_3$ ), e a proporção delas no ambiente dependem, principalmente, do pH, e em menor escala, da temperatura e da concentração de íons na água (BALDISSEROTTO, 2017), onde a concentração relativa de  $\text{NH}_3$  aumenta com o aumento da temperatura e do pH, e diminui com o aumento da salinidade (BOWER e BIDWELL, 1978). A forma livre ( $\text{NH}_3$ ) é capaz de se difundir mais facilmente através das membranas celulares, devido à sua lipossolubilidade e falta de carga, enquanto que o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) penetra nas membranas com mais dificuldade, pelo fato de ser hidratado, carregado e possuir baixa solubilidade em lipídios (FROMM e GILLETTE, 1968), tornando a amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) mais tóxica.

Além do pH e temperatura, os níveis de oxigênio também podem afetar a toxicidade da amônia, pois a conversão da amônia em sua forma livre em nitrito, e posteriormente em nitrato, consome o oxigênio dissolvido presente no meio, modificando as condições bioquímicas do ambiente aquático (BALDISSEROTTO, 2017; GÖRGÉNYI et al., 2005)

Para entender o surgimento da amônia e dos outros compostos nitrogenados dentro do ecossistema aquático, devemos analisar o ciclo do nitrogênio, onde ocorrem quatro processos básicos: amonificação, nitrificação e desnitrificação (ESTEVES, 1998).

A amonificação é o processo de formação de amônia ( $\text{NH}_3$ ) que ocorre durante a decomposição (tanto aeróbia como anaeróbia) da parte nitrogenada da matéria orgânica (dissolvida e particulada), por organismos heterotróficos (ESTEVES, 1998).

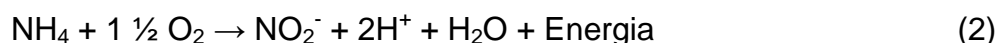
Esse processo produz alcalinidade no meio, o que é essencial para a etapa biológica seguinte, pois no processo de nitrificação, essa alcalinidade é consumida (NANES, 2017). Em valores de pH ácido e neutro, no meio aquático, a amônia resultante é instável, e como está em contato com a água, a mesma é convertida em íon amônio, como mostrado na equação 1.



A transformação da amônia em nitrito e nitrato, e posteriormente em formas gasosas do nitrogênio, é essencial para que sua concentração seja reduzida, porém pode diminuir o pH devido à liberação de íons  $\text{H}^+$  e reduzir os níveis de oxigênio, pois o mesmo é fundamental para os processos de oxidação (BALDISSEROTTO, 2017).

O processo de nitrificação consiste na oxidação do nitrogênio em íon amônio para a produção do nitrato. Nesse processo participam dois gêneros de bactérias autotróficas nitrificantes, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, e ocorre em dois estágios (TORTORA et al., 2017).

No primeiro estágio, as bactérias *Nitrosomonas* oxidam o íon amônio em nitrito, apresentado na equação 2. Esse processo é conhecido como nitritação.



No segundo estágio, conhecido como nitratação, ocorre a transformação de nitrito para nitrato, através das bactérias *Nitrobacter*. A reação está expressa na equação 3.



A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio, e deste modo, ocorre nas regiões em que há oxigênio dissolvido disponível (ESTEVES, 1998).

Na desnitrificação a forma de nitrogênio decorrente da nitrificação foi inteiramente oxidada, e deste modo não contém energia biológica no qual possa ser utilizada (TORTORA et al., 2017). Porém, inúmeras bactérias em condições anaeróbias possuem a capacidade de utilizar o nitrato como aceptor de elétrons

pelos microrganismos que metabolizam outras fontes de energia (orgânicas), quando não há oxigênio (ESTEVES, 1998). É um processo de redução bioquímica do nitrato ou nitrito para formas gasosas de nitrogênio, onde destacam-se o nitrogênio molecular ( $N_2$ ), o óxido nitroso ( $N_2O$ ) e o monóxido de nitrogênio (NO) (NDAW, 2007).

A sequência de reações da desnitrificação pode ser representada na equação 4 a seguir:



Fazem parte do processo de desnitrificação bactérias desnitrificantes, sendo as principais: *Pseudomonas*, *Bacillus licheniformis*, *Paracoccus denitrificans*, entre outras (TORTORA et al., 2017).

Após a desnitrificação, ocorre um processo chamado fixação de nitrogênio, responsável por converter o nitrogênio molecular ( $N_2$ ) em amônia ( $NH_3$ ), reabastecendo a biosfera de nitrogênio e compensando a perda do mesmo por conta da desnitrificação (POSTGATE, 1987). A fixação de nitrogênio ocorre por dois tipos de microrganismos: os considerados de vida livre (por exemplo, cianobactérias) e os simbióticos (possuem uma relação interespecífica com outras espécies para se beneficiarem e exercerem suas funções). As bactérias que fazem parte desse processo necessitam da enzima *nitrogenase* (TORTORA et al., 2017).

Além de a amônia ser um composto presente nos poluentes, podemos considerá-la como o principal produto de excreção dos peixes. A molécula de amônia é derivada da digestão de proteínas e do catabolismo dos aminoácidos, ocorrendo principalmente no fígado, e sua síntese é considerada a mais eficiente em se tratando de níveis energéticos (RIBEIRO et al., 2012).

A amônia e o nitrito são considerados tóxicos para os peixes, mesmo diante de concentrações baixas, enquanto que o nitrato só se torna tóxico quando atinge altas concentrações (BALDISSEROTTO, 2017). Por esse motivo, considera-se que a armazenagem desses compostos nitrogenados é muito tóxica (principalmente a amônia), porém a conversão da maior parte do nitrogênio a ser excretado em formas menos tóxicas (como por exemplo, ureia e ácido úrico), é energeticamente custoso (BALDISSEROTTO, 2017).

Com o aumento da concentração de amônia na água, ocorre uma diminuição no gradiente de difusão entre o sangue e o meio externo, acarretando em um aumento na quantidade de amônia no sangue e nos tecidos, ocasionando problemas fisiológicos significativos (BOYD e TUCKER, 1998).

Toda e qualquer substância química é capaz de produzir efeito nocivo em um sistema biológico, sendo classificada como um agente tóxico, dependendo das condições de exposição, entre elas: concentração, duração, frequência, meio de transmissão, além das propriedades físico-químicas do agente e a sensibilidade individual (RIGHI et al., 2008).

Diversos parâmetros podem afetar a toxidez da amônia, sendo eles: pH, CO<sub>2</sub>, oxigênio dissolvido, alcalinidade, temperatura, salinidade e processos de aclimação (MEADE, 1989). Esses parâmetros podem influenciar na capacidade de controle da “fração tóxica” no meio (RANDALL e TSUI, 2002). A toxicidade da amônia ambiental é expressa como amônia total, onde é composta pela amônia gasosa ou porção não ionizada (NH<sub>3</sub>) e pela porção ionizada, conhecida também como íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (ARANA, 1997).

#### 2.4.1 Amônia e sua influência nos parâmetros de qualidade da água

Diversas condições ambientais como oxigênio dissolvido, nutrientes inorgânicos, salinidade, temperatura, pH e entre outros, tendem a influenciar tanto na quantidade e composição da microbiota, como na morfologia e fisiologia dos microrganismos, em se tratando dos ecossistemas aquáticos. Alterações nos valores desses fatores ambientais podem resultar em mudanças significativas no metabolismo, morfologia e reprodução de espécies (FIORENTINI et al., 1998).

##### 2.4.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Sabe-se que o pH é um dos parâmetros que mais influenciam no deslocamento de equilíbrio a amônia ionizada e não-ionizada (PEREIRA e MERCANTE, 2005).

A amônia se apresenta em solução tanto na forma de íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) como na forma não ionizada (NH<sub>3</sub>), de acordo com o seguinte equilíbrio dinâmico:





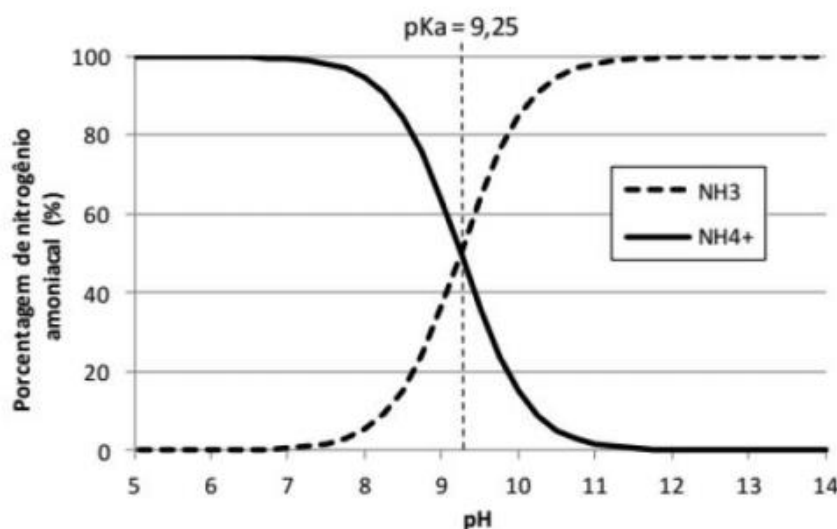
De acordo com Cerna (2008), utilizando-se a constante de ionização  $K_b = 1,774 \times 10^{-5}$  a uma temperatura de 25°C (WEAST e ASTLE, 1978), observando a equação 1 e o balanço de massa das espécies de amônia, a determinação de amônia ( $\text{NH}_3$ ) em função do pH é feita através da equação 6.

$$\frac{\text{NH}_3}{C} = \frac{10^{\text{pH}-14}}{K_b + 10^{\text{pH}-14}} \quad (6)$$

Onde:  $C = [\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]$

Mediante a equação 6, é possível elaborar um diagrama que corresponde a fração da amônia *versus* o pH, a uma temperatura de 25°C. O diagrama é exibido na figura 3.

**FIGURA 3 – DIAGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES DE AMÔNIA.**



FONTE: VON SPERLING (2006).

Neste diagrama, podemos perceber que, em um valor de pH menor que 8, praticamente toda a amônia se encontra na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Em pH igual a 9,25 há um equilíbrio entre  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ , ou seja, aproximadamente 50% de  $\text{NH}_3$  e 50% de

$\text{NH}_4^+$ . Em pH acima de 11, a forma predominante encontrada é  $\text{NH}_3$ . Desta forma, é possível analisar que, quanto maior for o pH, maior será também o percentual de amônia em sua forma tóxica (PEREIRA e MERCANTE, 2005).

Apesar do que foi exposto no parágrafo anterior, para a preservação da vida aquática, o pH apropriado deve situar-se na faixa de 6,0 a 9,0. No entanto, há algumas exceções com relação a esse valor devido a influências naturais, como por exemplo, a presença de ácido húmicos originários da decomposição de vegetação, o que torna o pH das águas ácido (FUNASA, 2014). A Resolução CONAMA nº 430/2011 restringe o pH na faixa de 6,0 e 9,0 para as classes de água doce e faixas de pH entre 6,5 e 8,5 para as classes das águas salinas e salobras (BRASIL, 2005).

Vemos que, o valor de pH considerado como o equilíbrio entre as espécies de amônia (9,25) pode ser crucial para a diversidade de vida aquática, pois pequenas variações de pH podem resultar em ambientes potencialmente tóxicos para os organismos presentes no ambiente aquático. Isso nos mostra também a importância de levar em consideração não só a parte química, mas também biológica, pois o meio aquático é complexo e engloba diversos fatores.

#### 2.4.1.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O efeito mais nocivo que podemos constatar após a poluição de um corpo hídrico por matéria orgânica, é a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), em função da respiração dos microrganismos que são responsáveis pela depuração dos esgotos. Isso traz prejuízos à comunidade aquática, pois a cada diminuição nos teores de OD, ocorre uma seleção das espécies consideradas mais sensíveis presentes no ambiente (VON SPERLING, 2014). Com valores de OD em torno de 4-5 mg/L, peixes mais exigentes, ou seja, mais sensíveis, não sobrevivem; com níveis de OD igual a 2 mg/L, praticamente todos os peixes vão a óbito e com OD igual a 0 mg/L, considera-se condições de anaerobiose (VON SPERLING, 2014).

A oxidação da matéria orgânica presente nos esgotos diz respeito a principal causa de consumo de oxigênio, devido à respiração dos microrganismos decompositores, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias (VON SPERLING, 2014). Na equação abaixo (7) encontra-se a equação simplificada da estabilização da matéria orgânica:



Através da equação 7, podemos analisar o fato de que, na presença de oxigênio, as bactérias presentes transformam a matéria orgânica em água e gás carbônico, vistos como elementos simples e estáveis. Enquanto estiver disponível oxigênio e alimento (matéria orgânica), as bactérias irão crescer e se reproduzir. Segundo Zielinska et al. (2012), uma alta concentração de OD é capaz de impedir o processo de desnitrificação, enquanto que baixas concentrações de OD pode limitar a oxidação da amônia.

As velocidades no qual os microrganismos crescem também são afetadas com relação as concentrações de OD, onde em baixas concentrações os microrganismos responsáveis por oxidar o nitrito são mais afetados do que os microrganismos que oxidam a amônia (BERNET et al., 2001). Essa afirmação de Bernet et al. (2001) nos mostra o motivo pelo qual baixas concentrações de OD pode ser tão prejudicial aos organismos aquáticos. Além de interferir significativamente no mecanismo de respiração desses organismos, os mesmos estarão expostos a forma mais tóxica do nitrogênio, ou seja, a amônia.

#### 2.4.1.3 Temperatura

Por definição, a temperatura é uma medida da intensidade de calor, considerada importante, pois interfere em algumas propriedades da água. A temperatura realiza um papel fundamental nos organismos aquáticos, assim como na maioria dos parâmetros físicos, químicos e biológicos (LEITE, 2009). Segundo Andrade (2008), a temperatura é considerada como um parâmetro físico, não como um parâmetro químico, pois executa uma importante função sobre a fauna e os outros parâmetros químicos existentes na água.

A temperatura é responsável por regular de forma direta o equilíbrio entre  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$ , juntamente com o pH. Na temperatura de 25°C, a fração de amônia livre, com relação à amônia total, é praticamente o dobro em relação à temperatura de 15°C (VON SPERLING, 2014).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a temperatura influencia nas atividades metabólicas da população microbiana e provoca efeitos significativos em fatores como taxas de transferência de gás e características de sedimentação dos sólidos

biológicos. As taxas de reação biológica tendem a aumentar quando se há um aumento de temperatura até que a temperatura ideal seja atingida. Em temperaturas acima da temperatura ideal, as taxas diminuem e ocorre a desnaturação das proteínas enzimáticas (GUO et al., 2013). Em estudos realizados por Cox (2009), observou-se que em temperaturas inferiores a 15°C, existe uma diminuição da atividade de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, bactérias responsáveis pelo processo de nitrificação, conforme relatado anteriormente. O autor também constatou que, quando a temperatura chegava a 10°C, a eficiência da nitrificação era próximo de 65%.

Elevações de temperatura interferem na solubilidade dos gases, como por exemplo, no oxigênio dissolvido. Como a solubilidade do OD varia de acordo com a altitude e temperatura, ao nível do mar e com uma temperatura de 20°C, por exemplo, a concentração de saturação na água limpa é igual a 9,2 mg/L. Em caso de temperaturas elevadas, haverá uma diminuição na solubilidade dos gases (VON SPERLING, 2014).

#### 2.4.1.4 Salinidade

De acordo com a USEPA (1989), os valores estabelecidos para os limites de concentração de amônia total em corpos de águas salinas são baseados nos valores de pH, temperatura e salinidade. O aumento de salinidade do corpo hídrico pode ocasionar diminuição nas concentrações da fração não-ionizada de amônia. Em águas doces, onde a salinidade é zero, a exposição ininterrupta a concentrações subletais de nitrito, na faixa de 0,3 a 0,5 mg/L, pode acarretar uma redução no crescimento e na resistência dos peixes às doenças. A tolerância dos peixes ao nitrito se torna maior com o aumento da salinidade da água (KUBITZA, 2017).

Em corpos d'água nos quais a salinidade é nula, juntamente com pH neutro e uma temperatura variando entre 20 e 30°C, a porção de amônia não-ionizada tem sua quantidade dobrada (ERICKSON, 1985).

Segundo Moussa et al. (2006), a atividade metabólica dos microrganismos nitrificantes é afetada pela salinidade, causando uma redução de crescimento nos mesmos e uma redução nas taxas de oxidação de amônia.

Em águas salinas, as concentrações de nitrogênio total amoniacal (compreende as formas do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) dissolvidos) estão

dispostos na faixa de nanomolar (1 nmol/L equivale a  $10^{-9}$  mol/L), comumente em concentrações menores que 100 nmol/L. Em ambientes que ocorrem florações de fitoplâncton e em regiões costeiras, podemos encontrar concentrações mais elevadas, entre 100 a 1000 nmol/L, podendo atingir até 5000 nmol/L (BARBIERI et al., 2014).

#### 2.4.2 Legislação ambiental – Padrões de amônia

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005, é responsável por apresentar classificações dos corpos de água no Território Nacional e diretrizes para seu enquadramento, assim como dispõe de condições e padrões para o lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). Porém, esta resolução foi complementada e alterada pela Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre parâmetros, condições, padrões e diretrizes que auxiliam na gestão do lançamento de efluentes em corpos hídricos considerados receptores.

A Resolução CONAMA 357/2005 manteve a divisão de águas de acordo com a salinidade e acrescentou duas novas classes, sendo elas salinas e salobras. As águas que compõem a classe de águas doces continuaram com a mesma divisão, ou seja, Classes Especial, 1, 2, 3 e 4 (REIS e MENDONÇA, 2009).

Com enfoque em águas salinas e salobras, a tabela 1 apresenta valores limites padrões permitidos para compostos amoniacais nessas águas, com base na Resolução CONAMA 357/2005. Especificando as classes apresentadas na tabela, a Classe 1 de águas salinas são águas destinadas à recreação de contato primário (de acordo com a Resolução CONAMA n° 274, de 2000), à proteção das comunidades aquáticas, e à aquicultura e à pesca. A Classe 2 são águas que podem ser destinadas à pesca amadora e à recreação de contato secundário (BRASIL, 2005).

Para águas salobras, a Classe 1 pode ser águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques jardins, campos de esporte e lazer (BRASIL, 2005), além dos usos apresentados na Classe 1 de águas salinas. Na Classe 2, segue-se o mesmo princípio dos usos citados na Classe 2 de águas salinas.

**TABELA 1 – VALORES LIMITES PARA COMPOSTOS AMONIACAIS DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005.**

<b>Corpo d'água</b>	<b>Classe</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Limite (mg/L N)</b>
<b>Águas salinas</b>	1	Nitrogênio amoniacal total	0,40
	2	Nitrogênio amoniacal total	0,70
<b>Águas salobras</b>	1	Nitrogênio amoniacal total	0,40
	2	Nitrogênio amoniacal total	0,70

ELABORADO POR: A AUTORA.  
FONTE: BRASIL (2005).

Com relação ao valor padrão de Nitrogênio amoniacal total para lançamento de efluentes, a resolução nos apresenta uma concentração de 20,0 mg/L N. É importante ressaltar que os valores máximos permitidos dos compostos de amônia podem sofrer alterações de acordo com as condições naturais ou quando forem realizados estudos ambientais específicos, no qual indicam que os novos limites estabelecidos não será um problema com relação aos usos mencionados no enquadramento do corpo de água (REIS e MENDONÇA, 2009).

Na Resolução CONAMA nº 430/2011, encontramos novas definições, como por exemplo: Concentração de Efeito Não Observado (CENO); Concentração do efluente no Corpo Receptor (CECR); Concentração Letal Mediana (CL<sub>50</sub>) ou Concentração Efetiva Mediana (CE50); entre outros. Na seção II (Art. 16), são apresentados condições e padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, onde o padrão de Nitrogênio amoniacal total é de 20,0 mg/L N, ou seja, a mesma concentração apresentada na Resolução 357/2005. Esse valor leva em consideração o pH entre 5 e 9, e uma temperatura inferior a 40°C (a variação de temperatura do corpo receptor não pode exceder a 3°C no limite da zona de mistura) (CONAMA, 2011). Vale ressaltar que esta resolução buscou incluir orientações para análise dos corpos hídricos e a capacidade do mesmo em suportar as cargas de efluentes despejados, assim como mostrar de maneira detalhada, o processo de avaliação da ecotoxicidade dos efluentes.

No âmbito estadual, o Plano de Desenvolvimento Sustentável do Litoral do Paraná (2018) nos apresenta parâmetros físico-químicos de qualidade de água, com base em valores históricos selecionados pela COBRAPE (Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos) para o Plano da Bacia Hidrográfica Litorânea no Estado do Paraná, utilizando dados de AGUASPARANÁ. De acordo com esse levantamento, os valores para nitrato são de cerca de 0,1 mg/L de valor médio (concentrações abaixo do limite das classes da Resolução CONAMA citados). Os valores para Nitrogênio amoniacal e Nitrogênio total são abaixo de 0,05 mg/L (boas condições de qualidade da água) e 10 mg/L (valor dentro do normal, mas sem referência no CONAMA), respectivamente.

Em estudo elaborado por Moraes e Santos (2019), os autores fizeram um levantamento sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados brasileiros. Os mesmos afirmam que o estado do Paraná possui uma legislação própria sobre lançamento de efluentes, e apresentam duas legislações, sendo elas: Resolução SEMA nº 21, de 22 de abril de 2009 e Resolução CEMA nº 70, de 01 de outubro de 2009. Porém, nenhuma dessas resoluções apresentam valores de concentrações de nitrogênio para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

De acordo com padrões norte-americanos para os compostos de amônia em águas salinas, são permitidas maiores concentrações de amônia total para uma mesma concentração de amônia não ionizada, pois, diferente da influência do pH e da temperatura, o aumento da salinidade diminui a concentração da fração não-ionizada de amônia (USEPA, 1989). Na tabela 2, são apresentadas as concentrações máximas referentes a amônia total em águas salinas, recomendado pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1989). Esses valores de referência são dependentes dos valores de pH, temperatura e salinidade do corpo d'água, e são titulados pela Usepa como "Critério das concentrações máximas".

**TABELA 2 – PARÂMETRO DAS CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS DE AMÔNIA TOTAL PARA ÁGUAS SALINAS NOS ESTADOS UNIDOS, DE ACORDO COM A USEPA.**

pH	Temperatura (°C)							
	0	5	10	15	20	25	30	35
<b>Salinidade = 10 g/kg</b>								
<b>7,0</b>	270	191	131	92	62	44	29	21
<b>8,0</b>	27	19	13	9,4	6,4	4,6	6,1	2,3
<b>9,0</b>	2,9	2,1	1,5	1,1	0,85	0,67	0,52	0,44
<b>Salinidade = 20 g/kg</b>								
<b>7,0</b>	291	200	137	96	64	44	31	21
<b>8,0</b>	29	20	14	9,8	6,7	4,8	3,3	2,3
<b>9,0</b>	3,1	2,3	1,6	1,2	0,87	0,69	0,54	0,44
<b>Salinidade = 30 g/kg</b>								
<b>7,0</b>	312	208	148	102	71	48	33	23
<b>8,0</b>	31	21	15	10	7,3	5,0	3,5	2,5
<b>9,0</b>	3,3	2,3	1,7	1,2	0,94	0,71	0,56	0,46

ELABORADO POR: REIS & MENDONÇA (2009).

FONTE: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989).

Os limites apresentados na tabela acima estão de acordo com as concentrações médias horárias de amônia equivalentes aos valores máximos que são permitidos de concentrações de amônia total em um curso d'água, sendo que os mesmos não devem ocorrer mais de uma vez a cada três anos (REIS e MENDONÇA, 2009).

## 2.5 PEIXES

O termo “peixes” não se trata apenas a certa categoria taxonômica, e sim, de uma descrição direcionada aos organismos aquáticos, levando em consideração a diversidade e a distinção dos mesmos (ZUANON et al., 2015). Como possuem



origens distintas, os peixes são agrupados por conveniência, ou seja, o termo “peixes” não pode ser utilizado para um agrupamento natural (ZUANON et al., 2015). São considerados como um grupo de vertebrados, que são constituídos por brânquias, com um corpo sustentado por um esqueleto interno cartilaginoso ou ósseo. Os apêndices (estruturas que se projetam para fora do corpo), quando há a existência, apresentam formato de nadadeiras (BEMVENUTI e FISCHER, 2010).

São considerados ectodérmicos, ou seja, a temperatura corporal muda de acordo com a temperatura da água. Deste modo, não há gasto de energia com relação à regulação da temperatura corporal (PASCKE e LANZENDORF, 2017). Sua respiração é realizada através das brânquias e sua locomoção é realizada por meio de natação, com o auxílio das nadadeiras. As nadadeiras são coordenadas em conjunto, e possuem a finalidade de dar propulsão, estabilidade, habilidade e defesa ao peixe (BEMVENUTI e FISCHER, 2010). O corpo é revestido por escamas, que auxiliam na proteção contra possíveis adversidades (por exemplo, contra a ação de fungos, bactérias e parasitas) e auxiliam na natação, diminuindo o atrito (BEMVENUTI e FISCHER, 2010). Se tratando de hábitos alimentares, os peixes podem ser herbívoros (alimentação baseada em plantas, principalmente algas) e carnívoros (se alimentam de moluscos, crustáceos e outros peixes) (PASCKE e LANZENDORF, 2017).

A comunidade de peixes envolve uma grande diversidade de espécies (que podem ser altamente adaptáveis ao meio aquático no qual habitam) e diferentes níveis tróficos que podem ser alterados caso ocorra um distúrbio ambiental (FREITAS e SIQUEIRA-SOUZA, 2009). Como exemplo, temos o fato de que os peixes podem habitar tanto água salgada como água doce, sendo ele ambiente com características naturais ou artificiais. Isso se deve ao fato de que os mesmos possuem diferentes aspectos fisiológicos que auxiliam nesse processo (PASCKE e LANZENDORF, 2017).

### 2.5.1 Fisiologia dos peixes

As diferentes espécies de peixes existentes demonstram uma ampla variedade de hábitos alimentares, métodos reprodutivos, ciclos de vida, crescimento e respostas às alterações ambientais, e diante disso, o estudo da fisiologia se torna importante, pois analisa os diversos sistemas do corpo dos peixes, como o mesmo

funciona e a forma que respondem às diferentes alterações ambientais (BALDISSEROTTO, 2017).

Os organismos respondem de forma individual e expressam o efeito através do comportamento, sendo ele bioquímica ou fisiologicamente, e a resposta conjunta dos mesmos podem levar a uma modificação da população e da comunidade (NEUHOLD, 1985). Nesse sentido, o próprio ecossistema é transformado, porque de modo individual, os organismos controlam o estado e processos de mudança dos ecossistemas (NEUHOLD, 1985).

Em organismos aquáticos, as brânquias, o fígado e os rins são bioindicadores histopatológicos no estudo relacionado a contaminação por poluentes, uma vez que os mesmos estão em contato direto com os agentes tóxicos que estão presentes na água e por desempenhar funções tais como: metabólicas, de excreção e osmorregulação (BERNET et al., 1999). Esses órgãos que estão diretamente em contato com o agente toxicante, como por exemplo, as brânquias e os órgãos de metabolismo e excreção de xenobióticos (fígado e rim), podem apontar alterações de ação tóxica sendo ela aguda ou crônica, desses agentes em tecidos animais (LINS et al., 2010).

#### 2.5.1.1 Brânquias

De maneira geral, os peixes respiram através de brânquias, que estão localizadas na cavidade opercular (LINS et al., 2010), apesar de que na fase larval, as trocas gasosas acontecem através da pele do organismo, pois não há escamas ou outros tecidos que dificultam essa difusão (BALDISSEROTTO, 2017). As brânquias são divididas em quatro arcos branquiais (em cada lado da faringe), onde dos arcos divergem filamentos branquiais nos quais se encontram duas fileiras de lamelas secundárias, como ocorre na maioria dos teleósteos (FERGUSON, 1989). Nos filamentos branquiais podem ser encontradas também fibras nervosas, células mucosas (fornecem um muco que auxiliam na proteção contra danos físicos, substâncias tóxicas e patógenos presentes na água), células neuroepiteliais (responsáveis por produzir serotonina e são quimiorreceptoras, respondendo assim, à hipóxia), células de cloreto, células não diferenciadas e células pavimentosas (BALDISSEROTTO, 2017).

As lamelas secundárias são abundantemente vascularizadas, cobertas por um epitélio pavimentoso simples que são sustentados por células pilares, as quais formam lacunas por onde se inserem os capilares sanguíneos (HIBIYA, 1982). A circulação do sangue dentro das lamelas se faz em um sentido, e a circulação de água (por fora da lamela), se faz em sentido contrário, gerando um sistema de contracorrente (BALDISSEROTTO, 2017).

Este mecanismo de contracorrente possibilita o aumento do contato entre o sangue (com mais oxigênio) e a água corrente, no qual a pressão parcial do oxigênio é sempre maior que a do sangue. Deste modo, é possível manter o gradiente que garante a difusão com valores próximos da saturação, o que permite o aumento da eficiência da hematose branquial (ZENI et al., 2016).

#### 2.5.1.2 Fígado

O fígado dos teleósteos (subclasse de peixes que compreende quase todas as formas inteiramente ossificadas) é um órgão multifuncional, responsável pela conversão do alimento, produção da vitelogenina durante o crescimento gonadal e desintoxicação de compostos não conhecidos (STEGEMAN e LECH, 1991). É um órgão muito irrigado, por conta das suas funções de processamento e armazenagem de nutrientes que são absorvidos pelo trato digestivo, e de neutralização e eliminação de substâncias tóxicas (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 2004). É também uma glândula digestiva composta por hepatócitos (parênquima celular) juntamente com fibras, responsáveis por promoverem sua sustentação. A superfície hepática é coberta por uma membrana serosa e o tecido conectivo dessa cápsula permeia no parênquima hepático (HIBIYA, 1982).

Devido ao fato de ser o principal órgão no processo de detoxificação de xenobióticos, o mesmo está suscetível a alterações, uma vez que este geralmente acumula concentrações mais elevadas de substâncias tóxicas (MADUENHO e MARTINEZ, 2007). Em análises toxicológicas de diferentes espécies de peixes, o fígado é importante em virtude da sua elevada atividade metabólica (VELCHEVA et al., 2010) e por ser considerado um órgão alvo de diversos poluentes, se tornando assim, o principal e mais adequado biomarcador em estudos relacionados à área ambiental (PEREIRA, 2014).

Segundo Schwaiger et al. (1997), se tratando de estudos relacionados a indicadores histopatológicos em peixes, ressaltam que as alterações histopatológicas mais severas observadas no fígado ocorrem frequentemente em indivíduos que habitam áreas contaminadas, apesar de que possam ocorrer em indivíduos de áreas menos degradadas, em menor frequência. Isso se deve ao fato de que o fígado pode acumular, biotransformar e excretar contaminantes presentes no organismo (FERNANDES et al., 2008). É comum que ocorra a acumulação de diferentes xenobióticos e metais no fígado, fazendo com que as células fiquem expostas a uma quantidade elevada de agentes químicos (existente no ambiente ou em outros órgãos do peixe), já que possui função importante com relação ao metabolismo e por ser sensível (LANGIANO, 2006), como relatado anteriormente.

#### 2.5.1.3 Rins

Os rins compõem a principal rota de excreção para os metabólitos de vários xenobióticos, no qual o peixe possa ter sido exposto (HINTON et al., 1992). Os mesmos são responsáveis por eliminar produtos químicos no decorrer do curso de formação da urina, alguns através da filtração glomerular, outros através da reabsorção ou ainda pelos processos de secreção tubular (JOBILING, 1995). Possuem a forma de duas massas sanguíneas, paralelas e dispostas longitudinalmente, junto à coluna vertebral. Normalmente os ductos excretores (ureteres), ao mover-se dos rins, unem-se de modo que formem apenas um, que desemboca em uma bexiga urinária ou se direciona para o orifício urogenital (ou na cloaca, dependendo do peixe) (MOREIRA et al., 2001).

Existem dois tipos básicos de rins, sendo eles: pronefro (cefálico) e mesonefro. O rim pronefro surge nos primeiros estágios da vida do peixe, podendo perdurar até a fase adulta. É caracterizado por não dispor de cápsula e os glomérulos renais, sendo composto apenas por túbulos simples (ducto pronefricos), que escoam o conteúdo renal diretamente na corrente sanguínea (MOREIRA et al., 2001). A irrigação dos rins é realizada através do sistema porta-renal e pela artéria renal, e a drenagem é feita pela veia pós-cardinal (MOREIRA et al., 2001).

Os rins dos peixes de água doce possuem grandes glomérulos (em grande número) que contribuem para a alta taxa de filtração do sangue, gerando um alto volume de urina diluída (PASCKE e LANZENDORF, 2017). Já em peixes marinhos,

os mesmos não apresentam glomérulos nem cápsula desenvolvidos, e a urina é formada somente por secreção, e deste modo, produzem uma quantidade reduzida de urina, altamente concentrada (PASCKE e LANZENDORF, 2017). Apresentam pequenos glomérulos e em número reduzido, pois vivem em meio externo mais concentrado e, desta forma, perdem água (MOREIRA et al., 2001).

#### 2.5.1.4 Osmorregulação

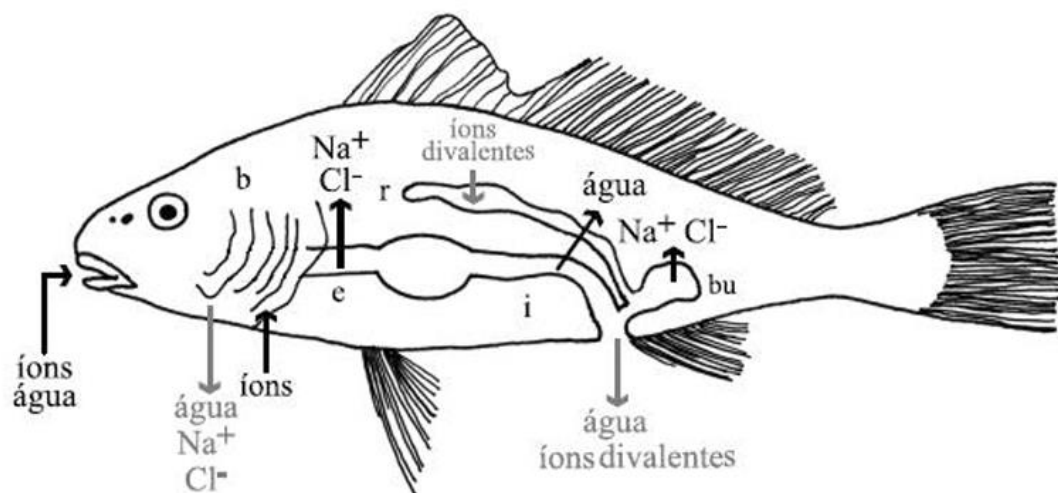
Segundo Marshall e Grosell (2006), a osmorregulação é uma função fisiológica que tem por finalidade manter a concentração osmótica dos fluidos corporais dos peixes, independente da concentração osmótica da salinidade da qual se encontra no meio. A capacidade de regular o volume celular diante de desafios osmóticos é um dos principais mecanismos fisiológicos (SILVA e VALOTTA, 2006). A osmorregulação é importante porque a maior parte dos peixes vive em ambientes com concentração de íons distinto do seu sangue (BALDISSEROTTO, 2017). A capacidade de muitos animais de regular a composição de seu ambiente interno está relacionada com a habilidade de ocupar ambientes que não atendam osmoticamente, as necessidades de seus tecidos (RANDALL et al., 1997).

Quando falamos em osmorregulação tendo como ponto de vista a fisiologia, o meio aquático é classificado através da concentração osmótica em relação aos fluidos corporais dos animais que fazem parte dele. Essa concentração osmótica pode ser hiposmótico (menor concentração osmótica), isosmótico (mesma concentração osmótica) ou hiperosmótico (maior concentração osmótica), sendo menor, igual ou superior quando comparado aos valores dos fluidos corporais, respectivamente (CUNHA, 2012). Levando em consideração a sobrevivência do organismo às variações da concentração osmótica do meio ambiente, são classificados como estenoalinos (que toleram somente uma pequena variação na salinidade presente no meio externo), ou eurialinos (organismos capazes de tolerar amplas variações) (PÉQUEUX, 1995).

Enfatizando a osmorregulação na água do mar, podemos dizer que os organismos que habitam esse local são hiposmóticos em relação ao meio, pois apresentam uma concentração osmótica sanguínea inferior (cerca de 300 mOsm/kg) se comparado a água do mar (cerca de 1.000 mOsm/kg) (BALDISSEROTTO, 2017). Na figura 4, podemos observar um esquema geral dos fluxos de íons e de água nos

teleósteos que são habituados à água do mar, que são responsáveis pelos problemas osmorregulatórios mencionados anteriormente. As setas na cor preta apresentam o influxo e a absorção, enquanto que as setas em cinza representam o efluxo ou excreção.

**FIGURA 4 – REPRESENTAÇÃO DOS FLUXOS DE ÍONS E ÁGUA NOS PEIXES QUE HABITAM ÁGUA DO MAR.**



FONTE: BALDISSEROTTO (2017).

Quando em ambiente de água salgada, os teleósteos consomem essa água para que ocorra posteriormente a absorção osmótica de água “doce”, com intuito de manter o balanço osmótico sanguíneo. A parte posterior do intestino consegue absorver a água “doce”, pois a água salgada ingerida anteriormente foi dessalinizada após percorrer o trato digestório (TAYLOR e GROSELL, 2006). Os íons absorvidos no processo de dessalinização, assim como aqueles que são adquiridos de maneira natural através do ambiente externo, por meio da difusão, têm a necessidade de serem excretados do organismo (CUNHA, 2012). Com isso, o fato de necessitar de recursos para eliminação ativa de íons e para produção de uma urina reduzida e concentrada, está relacionado com a propensão de se desidratar (EDDY, 1982).

## 2.6 INFLUÊNCIA DA EXPOSIÇÃO À AMÔNIA NO ESTRESSE FISIOLÓGICO EM PEIXES

Por definição, estresse corresponde a um conjunto de respostas fisiológicas generalizadas considerando um mesmo organismo diante de agentes estressores, podendo estes serem químicos, físicos ou sociais (BENDHACK, 2008). O estresse provoca uma série de respostas fisiológicas e comportamentais para a adaptação. Tendo como resposta primária (neural e neuroendócrina), onde de modo geral, ocorre o aumento de hormônios que acarretam em altos níveis de glicose no sangue e conseqüentemente, no aumento dos batimentos cardíacos (MAZEAUD et al., 1977). Na resposta secundária (consequências fisiológicas resultantes das primárias), os corticosteroides promovem um aumento da permeabilidade da membrana celular. Por fim, a resposta terciária é marcada pela diminuição da resistência dos peixes às doenças (MAZEAUD et al., 1977).

Um dos primeiros órgãos impactados pelos poluentes e o principal para absorção de contaminantes, são as brânquias (SADAUSKAS-HENRIQUE et al., 2007). Como as brânquias são responsáveis pela interface entre o animal e o meio, as mesmas fazem parte de diversas funções essenciais, como a osmorregulação, respiração, regulação ácido-básica e excreção de produtos nitrogenados (EVANS, 1987), fazendo com que a exposição a contaminantes acarretem em desequilíbrios nessas funções (BASTOS, 2011). Segundo Arana (1997), a amônia consegue se difundir facilmente através das membranas respiratórias, gerando danos ao epitélio branquial e, como consequência, prejudica o sistema de trocas gasosas entre o animal e a água, afetando o sistema de osmorregulação.

Um órgão-alvo importante é o fígado que, quando em condições normais, produz parte da amônia ( $\text{NH}_3$ ), seguido do músculo esquelético, rins e brânquias (EVANS et al., 2005). Dessa forma, elevados níveis de amônia reduzem o pH sanguíneo em consequência do acúmulo de metabólitos ácidos provocando edemas e fusão das lamelas nas brânquias, e nos processos de osmorregulação (WALSH et al., 2007).

Altas concentrações de amônia ambiental podem diminuir a excreção ou provocar a absorção da mesma pelos peixes (RANDALL et al., 1999). A forma não-ionizada e tóxica da amônia ( $\text{NH}_3$ ) é excretada pelos peixes através da difusão passiva, pelo epitélio branquial, onde passa da corrente sanguínea para a água.

Quando a concentração de  $\text{NH}_3$  presente na água aumenta de forma significativa, o gradiente de concentrações entre o meio interno (sangue) e o meio externo (água) é reduzido, tornando a difusão e a eliminação de  $\text{NH}_3$  difícil, causando consequentes alterações fisiológicas negativas por conta da elevação da concentração interna deste metabólito (TOMASSO, 1994).

Em razão da crescente dificuldade em excretar a amônia, a primeira reação dos organismos aquáticos pode ser a diminuição ou paralisação da atividade alimentar, de modo que reduza a produção da amônia metabólica (ARANA, 1997). Com esse aumento das concentrações internas de amônia, podem causar de convulsões, até a mortalidade (RANDALL et al., 1999). Enquanto algumas espécies não conseguem suportar altas concentrações de amônia interna, outras poucas exceções são mais tolerantes, pelo fato de desenvolverem mecanismos para a redução da toxicidade (RANDALL et al., 1999), como por exemplo, a tilápia do Lago Magadi (*Oreochromis alcalicus grahami*) que além de sobreviver a elevados teores de alcalinidade (pH 9,6 – 10,0), tolera altos níveis de amônia no meio ambiente por converter a amônia acumulada em ureia, que é então excretado (RANDALL et al., 1989).

Os efeitos metabólicos podem incluir hiperglicemia, depleção das reservas teciduais de glicogênio, lipólise e bloqueio da síntese proteica (THOMAS, 1990). Diante dessa resposta endócrina generalizada (resultando em rápida paralisação de reservas energéticas), a mesma pode ser vista como uma estratégia de adaptação que permite ao peixe um aumento na demanda energética ao longo da exposição a fatores estressantes (BONGA, 1997).

A exposição de peixes a doses subletais de amônia, induz respostas bioquímicas, fisiológicas, histológicas e comportamentais (RAND e PETROCELLI, 1985). Expõem padrões muito distintos no que diz respeito à taxa de glicemia, podendo mostrar respostas hiperglicêmicas mais duradouras, momentâneas ou não apresentar alterações (MARTINEZ et al., 2006). Sendo assim, um dos efeitos subletais mais significativos da amônia é a diminuição da taxa de crescimento corpóreo (ARANA, 1997). A exposição em níveis agudos pode causar a letalidade dos organismos (HARGREAVES, 1998).



### 2.6.1 Espécies estuarinas e os efeitos da amônia

Os estuários são constituídos por comunidades de peixes, sendo eles espécies migrantes de águas marinhas e água doce, no qual utilizam esses ecossistemas para se alimentarem e/ ou se reproduzirem, incluindo aquelas que são consideradas residentes, ou seja, passam todo o seu ciclo de vida neste local (DAY JR et al., 1989). Dentre as espécies migrantes marinhas, podem ser categorizadas como: estuarino-dependentes (desovam no mar e tem os estuários como berçário para larvas e jovens); estuarino-oportunistas (realizam sua desova no mar e usam de maneira alternativa ou oportunista os estuários para criação de larvas, jovens e sub-adultos); e visitante-ocasionais (que não frequentam de maneira constante esse tipo de ambiente) (FISHER et al., 2011). Entender como funciona a ecologia dos organismos, principalmente aqueles que possuem seu ciclo de vida vinculado aos estuários, é de suma importância para melhorar as técnicas de manejo e conservação destes recursos renováveis (LOEBMANN e VIEIRA, 2005).

O uso de espécies nativas nos estudos relacionados à análise dos impactos das atividades humanas, mesmo realizados em ambientes de laboratório, estabelecem dados importantes que podem auxiliar na seleção de espécies bioindicadoras em estudos de monitoramento e determinação de áreas impactadas por poluentes (DOMINGOS, 2006). Os estudos também contribuem como um argumento a mais de que a legislação referente a níveis máximos permitidos de contaminantes presentes na água deveria ser baseada de acordo com resultados obtidos com espécies nativas, porém os dados são escassos na literatura (DOMINGOS, 2006).

A fim de se conhecer os reais efeitos do impacto antropogênico nas regiões costeiras, principalmente em áreas estuarinas, é importante a utilização de espécies nativas, pois nos transmitem informações significativas no estudo de áreas impactadas e tendem a ser boas escolhas em se tratando de biomonitoramento.

#### 2.6.1.1 Robalo

O gênero *Centropomus* integra espécies de peixes tropicais e subtropicais, e pertence à família *Centropomidae*. Na natureza, são considerados animais diádromos (migração da água doce para a água salgada, ou vice-versa), eurialinos

(suportam uma grande variação de salinidade), estenotérmicos (não suportam grandes variações de temperatura) e estuarino-dependentes, podendo ser encontrado no mar, águas salobras e interiores (RIVAS, 1986; ALVAREZ-LAJONCHÈRE et al., 1982). Podem ser encontrados em áreas tropicais e subtropicais, na costa atlântica das Américas, que abrange desde o litoral da Carolina do Norte (Estados Unidos) até Rio Grande do Sul (Brasil) (RIVAS, 1986).

Os robalos (*Centropomus spp.*) são peixes que possuem grande importância, pois as capturas são basicamente derivadas da pesca artesanal (CERQUEIRA, 2002). Destacam-se também por possuir grande valor comercial como pescado e grande potencial para a aquicultura (BÓRQUEZ e CERQUEIRA, 1998; TEMPLE et al., 2004). São peixes rústicos, migratórios e na natureza, dependem de estuários, já que é um ambiente fundamental para o seu período reprodutivo e ciclo de vida (TEIXEIRA, 1997). Considerados como predadores que se alimentam de pequenos peixes e invertebrados bentônicos, possuem uma posição importante quando se tratando da cadeia alimentar aquática. Pode haver uma variação sazonal de alimentação, pois são oportunistas quando se trata da disponibilidade do ambiente no qual se encontram (PATRONA, 1984). Mas, tendem a ser mais vulneráveis com relação aos eventos de bioconcentração e biomagnificação de contaminantes, por conta dos seus hábitos alimentares (SERIANI et al., 2013).

Em se tratando de contaminantes e seus efeitos, Pedrotti (2018) ao testar a toxicidade da amônia em juvenis de robalo-flecha (*C. undecimalis*) em diferentes concentrações, constatou que larvas com menos de 50 dias são resistentes às concentrações de amônia, durante um tempo de 96h, sem ocorrer mortalidades, sendo o valor máximo atingido acima de 6,47 mg/L. As mortalidades ocorreram apenas com o aumento gradativo das concentrações de amônia a cada dia. A autora também relata que os juvenis de robalo-flecha são menos resistentes à amônia do que as larvas, pois os embriões possuem meios bioquímicos responsáveis por converter a amônia em elementos considerados menos tóxicos, como por exemplo, glutamina e glutamato (PEDROTTI, 2018).

A exposição de carpa-comum e douradinho a elevados níveis de amônia na água gera aumento nos níveis de glutamina sintetase e a produção de glutamina no cérebro (BALDISSEROTTO, 2017). Em truta-arco-íris, onde encontramos uma menor resistência diante de altos níveis de amônia, ocorre um aumento de glutamina (aminoácido presente no plasma e no tecido muscular), mas o mesmo não ocorre

com a glutamina sintetase (BALDISSEROTTO, 2017). A glutamina sintetase é uma importante enzima responsável na síntese da glutamina e para a regulação do metabolismo celular do nitrogênio (CRUZAT et al., 2009).

Desta forma, é possível perceber que a toxicidade da amônia presente no ambiente, para o robalo-flecha, está relacionada com a fase de vida no qual o organismo se encontra, ou seja, a idade (PEDROTTI, 2018). A tabela 3 apresenta uma comparação de concentração letal de amônia (CL<sub>50</sub>) entre juvenis e larvas de robalo-flecha.

**TABELA 3** – COMPARAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO LETAL DE AMÔNIA (CL<sub>50</sub>) ENTRE LARVAS E JUVENIS DE ROBALO-FLECHA, DURANTE 96 HORAS.

<b>Espécie</b>	<b>Peso médio</b>	<b>Comprimento médio</b>	<b>NH<sub>3</sub> (CL<sub>50</sub>) – 96h</b>
Juvenis	20,35 ± 6,10 g	13,90 ± 1,75 cm	<b>3,52 mg/L</b>
Larvas	Não informado	2,085 ± 0,146 cm	<b>&gt; 6,47 mg/L</b>

ELABORADO POR: A AUTORA.

FONTE: PEDROTTI (2018).

A tabela 4 mostra valores de concentração letal de amônia (NH<sub>3</sub>), em juvenis de diferentes espécies de robalos de águas salobras e salinas, em experimentos de 96 horas, realizados por diversos autores.

**TABELA 4 – CONCENTRAÇÃO LETAL DE AMÔNIA (CL<sub>50</sub>) EM JUVENIS DE ROBALOS, DURANTE 96 HORAS.**

<b>Espécie</b>	<b>Peso médio</b>	<b>Comprimento médio</b>	<b>NH<sub>3</sub> (CL<sub>50</sub>) – 96h</b>	<b>Autor</b>
Robalo-flecha ( <i>Centropomus undecimalis</i> )	20,35 ± 6,10 g	13,90 ± 1,75 cm	<b>3,52 mg/L</b>	Pedrotti (2018)
Robalo asiático ( <i>Lates calcarifer</i> )	1,25 ± 0,009 g	4,808 ± 0,014 cm	<b>1,3 mg/L</b>	Økelsrud Pearson (2007)
Robalo europeu ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	39,98 ± 3,33 g	13,9 ± 1,016 cm	<b>1,7 mg/L</b>	Person-Le et al. (1995)

ELABORADO POR: A AUTORA.

FONTE: PEDROTTI (2018); ØKELSRUD e PEARSON (2007); PERSON-LE et al. (1995).

Os valores apresentados na tabela acima nos mostra que quanto menor é a concentração letal, maior será a resposta do organismo que foi submetido a esse estressor. Ou seja, se a concentração letal possui um valor pequeno, isso significa que o poluente (nesse caso, a amônia) afeta de forma “agressiva” o organismo em questão. Desta forma, vemos que o organismo mais afetado, em comparação as outras espécies de robalo, é o robalo asiático (*Lates calcarifer*), com um valor de CL<sub>50</sub> de 1,3 mg/L. Dentre as espécies apresentadas na tabela 4, somente o robalo flecha (*Centropomus undecimalis*) ocorre no litoral brasileiro. Apesar de apresentar um valor elevado de CL<sub>50</sub> comparado as outras espécies, o fato de ocorrer no litoral brasileiro, torna-o como um potencial bioindicador em diferentes estudos na área ambiental, podendo o resultado, ser comparado com outras espécies da mesma família, que ocorrem em outras regiões. Diante de diferentes valores de concentração letal de amônia, é possível dizer que, para análise do mesmo, é necessário observar o ambiente como um todo, pois além da amônia variar com os

diversos parâmetros encontrados no ambiente, varia também com a espécie e o estágio de vida em que se encontram. Diferente do ambiente de laboratório, a amônia pode se dissipar e se transformar no ambiente, podendo ser encontrada em suas diferentes formas e concentrações.

Como mencionado anteriormente, a concentração de glicose sanguínea de peixes exerce a função de ser um dos principais indicadores de estresse, onde os organismos que estão mais estressados permanecem por mais tempo com índices elevados de glicose, com os valores sendo variados de acordo com os agentes estressantes no qual os organismos são expostos. Em juvenis de robalo-flecha, os níveis de glicose encontrados, em diferentes concentrações de amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), tiveram mínimas em torno de 29,00 mg/dL (0,00 mg/L) à 152,00 mg/dL (3,20 mg/L), sendo este o maior valor encontrado. Em concentração de 3,68 mg/L, foi possível observar nível de glicose em 136,00 mg/dL (PEDROTTI, 2018), sendo um menor valor comparado à concentração anterior. Isso pode ter ocorrido pelo fato de que, após um tempo sendo exposto a agentes estressores, o organismo se aclimata à situação adversa e os níveis de glicose decaem, pois o valor de 152,00 mg/L foi o máximo nível de glicose atingido, ou seja, o pico. As variações nos níveis de glicose são refletidas de forma negativa na homeostase do peixe. Esses efeitos negativos levam o peixe a perder a capacidade de manter seu corpo em equilíbrio com relação às funções e composições químicas encontradas nos líquidos e nos tecidos.

Como relatado neste tópico, o robalo é uma espécie cujos hábitos alimentares são carnívoros e se trata de uma espécie topo de cadeia, recorrente no litoral brasileiro, com um grande valor comercial. Os resultados de estudos apresentados nos mostram que os robalos são bastante resistentes à amônia, não sendo indicado como um bioindicador para estudos relacionados a esse composto. Por outro lado, a resistência à amônia faz do robalo um potencial bioindicador em estudos em ambientes que estão impactados com outros poluentes relacionados, como por exemplo, em estudos de contaminação por metais pesados. É uma espécie de peixe de topo de cadeia alimentar, e isso proporciona eventos de bioconcentração e biomagnificação de poluentes. Um estudo realizado por Tuzuki et al. (2017), onde os autores relacionaram duas diferentes temperaturas (24 e 27°C) com o manganês ( $\text{Mn}^{2+}$ ) em robalo peva (*Centropomus parallelus*), durante 96 horas. Os resultados mostraram que a exposição a uma combinação do manganês com o estresse térmico causou danos significativos ao DNA dessa espécie.

### 2.6.1.2 Tainha

As tainhas são peixes costeiros, encontrados facilmente em um número significativo, em ambientes estuarinos. Pertence à família *Mugilidae*, cujo corpo possui um formato fusiforme (centro mais espesso e extremidades mais finas) e alongado (FISHER et al., 2011), tendo sido identificada 17 gêneros e 80 espécies (MENEZES, 1983). Habitam águas marinhas costeiras, estuários e águas doces, onde se distribuem principalmente na região sudeste (Rio de Janeiro) e sul (Rio Grande do Sul), até a Argentina (SILVA, 2003). Com relação às espécies de Mugil, a sua maioria é habitualmente estuarino-costeira, e conseguem se adaptar a grandes variações de salinidade (FISHER et al., 2011). Com ampla distribuição, podem habitar águas tropicais e subtropicais e deste modo, são explorados comercialmente em todas as regiões nas quais estão presentes, tendo deste modo, uma importância social (MENEZES, 1983).

Sua alimentação, opostamente aos robalos, consiste da base da cadeia alimentar, especialmente detritos bentônicos, ingerindo microalgas, pequenos invertebrados, microrganismos e partículas de matéria orgânica, visto que os mugilídeos possuem hábitos filtradores (HARRISON, 2002). De acordo com Seckendorff & Azevedo (2007), a habilidade dos mugilídeos de se adaptar aos alimentos que se originam de diferentes locais, faz com que isso seja uma das principais características do seu comportamento alimentar. Os autores também ressaltam que, estes hábitos alimentares estão relacionados com a fase na qual se encontra seu ciclo de vida, e deste modo, podem ser detritívoros, iliófagos, herbívoros, onívoros, fitófagos e zooplancetófagos (SECKENDORFF e AZEVEDO, 2007).

Quando falamos de toxicidade da amônia, Sampaio et al. (2002) relatam que já havia sido realizados estudos para se analisar os efeitos crônicos da amônia e do nitrito em juvenis de tainha *Mugil platanus*, porém não haviam informações sobre a toxicidade aguda para esta espécie. Deste modo, os autores realizaram estudos a fim de analisar os efeitos da salinidade na toxicidade aguda da amônia e do nitrito para juvenis da tainha *M. platanus*, cujos resultados mostraram que ela é significativamente mais sensível à amônia total, em salinidades de 15 ou 30, do que apenas  $\text{NH}_3$ , onde a  $\text{CL}_{50}$  em 96h apresentam valores mais baixos. Isso mostra que é importante relatar a toxicidade da amônia em termos de  $\text{NH}_3$ .

Sampaio et al. (2002), através de estudos, demonstraram que *M. platanus* em estágios iniciais ( $190 \pm 20$  mg,  $28 \pm 2$  mm) é mais tolerante quando expostos à amônia diante de ambientes com uma salinidade elevada. Segundo os mesmos autores, os níveis de concentração letal para  $\text{NH}_3$  em 96 horas estão expostos na tabela 5.

**TABELA 5 – CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA ( $\text{NH}_3$ ) EM DIFERENTES SALINIDADES E pH, EM 96 HORAS.**

Salinidade	0‰	15‰	30‰
pH	7,34	7,72	7,76
CL <sub>50</sub> de $\text{NH}_3$	0,58 mg/L	0,84 mg/L	0,84 mg/L

ELABORADO POR: A AUTORA.

FONTE: SAMPAIO et al. (2002).

Os valores encontrados podem ser elevados para ambientes confinados, mas em ambientes abertos (como estuários) o valor irá se alterar. O organismo estará exposto a ambientes com diferentes concentrações, mas não significa que não sofrerá prejuízos em sua fisiologia, apenas levará mais tempo para isso ocorrer. Em estudos realizados por Langer et al. (2009), os resultados demonstraram que há uma importante relação entre a frequência de indivíduos de *M. platanus* com alterações tecidual e a variação da concentração de amônia no ambiente, mostrando que a amônia pode ser a possível causa de alterações cutâneas nessa espécie.

Em locais que recebem uma grande quantidade de despejos de resíduos domésticos (principalmente em locais que possuem uma população flutuante), a amônia, presente em grande concentração nesse ambiente, atua como um apoio para organismos patogênicos, causando prejuízos à biota, trazendo problemas ao tecido dos peixes (LANGER et al., 2009), como mencionado anteriormente. A amônia presente nesses ambientes tem a sua toxicidade intensificada, podendo ser a razão pela qual ocorre o crescimento de certas populações de bactérias. Smart (1978), diz que pode haver possibilidade da amônia causar uma perturbação no metabolismo celular, fazendo com que os tecidos dependam de uma quantidade maior de oxigênio.

Miranda-Filho et al. (1995) avaliaram os efeitos da amônia e do nitrito com relação ao crescimento de juvenis de *M. platanus* e concluíram que valores acima de 4 mg/L de amônia total podem afetar o crescimento do mesmo. Sampaio et al. (2002) relatam que a toxicidade aguda da amônia, se tratando de juvenis de tainha, se tornam maiores em água doce do que locais com valores elevados de salinidade. Como comentado anteriormente, a amônia sofre mudanças de acordo com as características da água. O fato da toxicidade da amônia se tornar mais elevada em água doce pode estar relacionado a isso, pois a água doce não possui essa característica (salinidade) para sofrer alterações.

Visto que a tainha é uma espécie que possui hábitos alimentares de base de cadeia, a sua presença em ambientes onde ocorre a proliferação de microrganismos, é maior. Caso haja o desaparecimento ou diminuição dessa espécie nesses ambientes naturais, indica que há situações adversas que são prejudiciais à espécie, e um exemplo disso é o fato da tainha ser mais sensível à amônia. A tainha mostrou-se ser uma espécie com grande potencial para ser um bioindicador, devido a sua alta sensibilidade à amônia (como apresentado nos estudos, através dos valores de  $CL_{50}$ ) e em estudos relacionados a outros tipos de poluentes. Estudos realizados por Ganguilhet (2019), onde se analisou os parâmetros hematológicos e bioquímico de *Mugil liza* e *Mugil curema* como possíveis biomarcadores de impactos antrópicos, a autora relata que os resultados obtidos indicam a potencialidade da espécie *M. liza* como bioindicador, assim como pode ser utilizada como ferramenta para avaliação de estresse ambiental, através de biomarcadores hematológicos e bioquímicos.

## 2.7 ECOTOXICOLOGIA E O USO DE BIOINDICADORES COMO FERRAMENTA NO MONITORAMENTO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Como definição de ecotoxicologia, podemos dizer que é a ciência responsável por estudar os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, sendo eles terrestres ou aquáticos, que fazem parte da biosfera, englobando assim, a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem em um contexto integrado (TRUHAUT, 1977).



Com foco nos ambientes aquáticos, como os corpos hídricos estão sujeitos a inúmeras alterações nas condições ambientais, os organismos aquáticos reagem a esses estímulos, sejam eles naturais ou causadas pelo homem (BUSS et al., 2003). O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se fundamenta nas respostas dos organismos no meio do qual fazem parte (BUSS et al., 2003).

Por esse motivo, o fato de possuir grande variedade de espécies e capacidade de adaptação a diversos habitats, os peixes são considerados importantes bioindicadores quando se trata da qualidade dos ecossistemas aquáticos (RIBEIRO e AMÉRICO-PINHEIRO, 2018). Contudo podem refletir as perturbações em diversas escalas, em virtude das características de mobilidade, estilo de vida e pela posição próxima ao topo da cadeia alimentar (FREITAS e SIQUEIRA-SOUZA, 2009).

Como comentado anteriormente, a amônia é um composto encontrado nos ambientes aquáticos, cujas fontes podem ser naturais ou de atividades antrópicas. Desta forma, o descarte de poluentes nas águas superficiais (córregos, rios e lagos), pode resultar em efeitos nocivos aos ecossistemas aquáticos, e o constante lançamento desses poluentes, mesmo estando dentro dos padrões de lançamento, pode ser acumulado, se tornando tóxicos (BUSS et al., 2003). Deste modo, esses efluentes podem estar deteriorando as inter-relações biológicas, causando a extinção de espécies (pois há espécies mais sensíveis no ambiente) e provocando problemas de qualidade de vida para as populações que dependem do recurso pesqueiro (BUSS et al., 2003).

Os valores de concentração letal ( $CL_{50}$ ) apresentados nos tópicos 2.6.1.1 e 2.6.1.2, referentes às duas espécies estuarinas recorrentes do litoral do Paraná, podemos observar que as espécies de tainha tendem a serem menos resistentes às concentrações de amônia, pois apresentaram valores baixos de  $CL_{50}$ , ou seja, a resposta desses indivíduos a amônia (estressor) foi mais rápida quando comparado a espécies de robalo. Os valores de  $CL_{50}$  encontrados por Sampaio et al. (2002) com relação à tainha, estão próximos ou menores do que os valores expostos na tabela 3 referentes a valores de  $CL_{50}$  de outros peixes marinhos. Isso nos mostra que a ausência ou diminuição de ocorrência da tainha pode ser um potencial bioindicador de contaminação por amônia que estão presentes em ambientes estuarinos. O mesmo não pode ser dito sobre algumas espécies de robalo, pois os valores de  $CL_{50}$  encontrados foram bastante elevados, tanto em juvenis quanto em larvas, o que significa que possuem resistência a certos tipos de contaminantes presentes no

ambiente. O fato de algumas espécies serem mais resistentes a exposição à poluentes do que outras, não as tornam um bom bioindicador, uma vez que os resultados avaliados são aqueles em que ocorre uma mortalidade em curto espaço de tempo. Porém, como há uma variedade de contaminantes e eles se comportam de maneiras diferentes no ambiente, esses indivíduos poderiam ser utilizados em estudos com outras linhas de pesquisa, pois apresentarão respostas diferentes uma vez expostos a outro tipo de poluente associados à ocorrência de amônia.

Analizando os valores padrões de amônia permitidos em corpos hídricos (salinos e salobros), vemos que em todas as legislações, sendo elas nacionais ou internacionais, os valores podem ser prejudiciais aos organismos presentes no meio, mas isso vai depender do pH, da temperatura e da salinidade. É importante ressaltar novamente que, o nitrogênio sofre alterações no meio aquático e nem sempre a amônia (forma mais tóxica para os organismos aquáticos) ficará em evidência, pois irá depender dos parâmetros citados e da quantidade de efluentes que são lançados a esses corpos receptores.

### 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estuários são vistos como ambientes com grande biodiversidade, apresentando uma variedade de ecossistemas e sendo um local essencial para conservação de diversas espécies, além de possuir grande importância econômica e social. Porém, esse ecossistema tem sido alvo de diversos poluentes advindos de atividades humanas, que colocam em risco a qualidade dos corpos hídricos, e consequentemente afetam os organismos que habitam esses locais.

O litoral paranaense é uma região que possui um grande potencial para atividades econômicas com diferentes graus de desenvolvimento. Porém, existe um contraste com relação à falta de infraestrutura, desigualdade social e ameaças aos recursos naturais, trazendo uma problemática relacionada ao crescimento econômico e responsabilidade ambiental. Isso pode ser um desafio para o uso sustentável, pois é visível que a falta de informação dos moradores locais e a falta de apoio das autoridades do município dificultam a prática das atividades visando na preservação do meio ambiente. A busca pelo crescimento econômico no litoral paranaense é um exemplo de que o uso sustentável dos recursos é deixado em segundo plano, pois, como citado anteriormente, levaram alguns anos para serem realizadas obras de saneamento, enquanto por outro lado, era possível presenciar discussões relacionadas ao novo porto em Pontal do Paraná.

Apesar de existir resoluções estaduais e federais que colaboram na proteção dos ecossistemas, através de padrões que determinam os valores máximos permitidos em cada ambiente, esses valores, na maioria das vezes, não levam em consideração os prejuízos sobre os indivíduos que habitam cada local. Visto que algumas espécies são mais sensíveis a mudanças ambientais bruscas, os valores máximos permitidos especificados nas legislações podem ser cruciais para o organismo. Esse problema poderia ser minimizado se houvesse fiscalização por meio de órgãos ambientais responsáveis e através de monitoramento dos parâmetros de qualidade da água, de maneira constante. Como a falta de monitoramento e fiscalização é um problema recorrente em nosso país, é possível dizer que os limites impostos não são respeitados.

A exploração de diferentes ferramentas para esse monitoramento, como no caso dos bioindicadores, é uma boa alternativa para estudar de maneira mais complexa, as consequências das emissões de poluentes (urbanos e industriais)

nesses ecossistemas, pois os organismos refletem de maneira significativa os danos causados por esses contaminantes. Vale ressaltar que, mudanças bruscas no ambiente aquático, são expressas no comportamento de diversas espécies que habitam esses locais.

Ambas as espécies escolhidas nesse estudo são organismos comuns em ambientes estuarinos, com significativo valor econômico e social. O organismo que se mostrou mais adequado para estudos com sensibilidade à amônia foi a tainha, já que os valores de  $CL_{50}$  foram baixos, comparados ao do robalo. Geralmente, organismos de topo de cadeia tendem a ser mais vulneráveis a eventos de bioconcentração e biomagnificação, pois se alimentam de organismos que estão em “contato direto” com diferentes tipos de contaminantes (SERIANI et al., 2013).

Por mais que não haja muitos relatos falando sobre a amônia no ambiente e seu comportamento, com este trabalho foi possível analisar alguns danos fisiológicos causados em organismos aquáticos de ambientes estuarinos, que frequentemente estão expostos a diversos poluentes oriundos de atividades antrópicas. Foi possível perceber que a amônia causa danos bioquímicos, fisiológicos, histológicos e comportamentais. Os órgãos mais afetados pela amônia e outros tipos de poluentes, são as brânquias, fígado e os rins. Isso se deve ao fato de que estão em contato direto com os agentes tóxicos e por desempenhar funções metabólicas, de excreção e osmorregulação.

Deste modo, o aprimoramento de estudos, principalmente em se tratando de espécies nativas locais, seria uma base fundamental para entender como os compostos considerados tóxicos se comportam dentro dos corpos hídricos, e assim, buscar soluções para os problemas referentes a isso.

#### 4 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

A ampliação do leque de conhecimento sobre o uso de bioindicadores como ferramenta em estudos de cunho ambiental e a exploração de outras espécies para esse intuito, podem auxiliar em respostas mais claras e concretas sobre os problemas causados pelos poluentes em diferentes ecossistemas. Nesse caso, seria interessante dar ênfase em estudos com espécies nativas, pois conhecendo-se a espécie e sabendo como a mesma se comporta no ambiente, o diagnóstico de problemas devido aos distúrbios ambientais, serão mais facilmente identificados.

Vimos que os organismos são prejudicados de maneira significativa quando há estressores no ambiente, pois estão em contato direto e isso pode ser crucial para esses organismos. Desenvolver estudos para rápido diagnóstico e bem-estar desses organismos, se torna importante, principalmente em regiões que estão mais propensas a poluição por atividades antrópicas. A escolha do litoral do Paraná para esse estudo foi o fato de que nessa região há diversas questões sociais, econômicas e ambientais que merecem receber uma atenção especial. E é visível que diversos estudos podem ser realizados com o intuito de diagnosticar e mitigar problemas existentes.

Com relação à legislação, não é de hoje que enfrentamos problemas causados pela poluição dos diferentes ambientes, e infelizmente há uma dificuldade em monitorar todas as áreas no qual nos deparamos com essa situação. O monitoramento e a real aplicação dessas leis deveriam ocorrer frequentemente, pois em muitas ocasiões, o “causador” das alterações no ambiente sai impune. A criação de leis que visam os prejuízos causados aos organismos, poderia ser uma forma de restringir ainda mais os valores de limites máximos impostos.

Por fim, a educação, especialmente a ambiental, permitiria às populações litorâneas a agir de forma consciente que, suas próprias ações e a fiscalização daqueles que frequentam o litoral, são as soluções mais importantes rumo à sustentabilidade e bem estar do ambiente que habitam.

## REFERÊNCIAS

- ALVAREZ-LAJONCHÈRE, L.; BÁEZ HIDALGO, M.; GOTERA, G. **Estudio de la biología pesquera del robalo de ley, *Centropomus undecimalis* (Bloch) (Pisces, Centropomidae), en Tunas de Zaza, Cuba.** Rev. Inv. Marinas, n. 3, v.1, p. 159-200, 1982.
- ANDRADE, A. C. de. **Cultivo de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em efluente do sistema de lago de estabilização da estação de tratamento de esgoto de samambaia-DF.** 205 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2008.
- ANDRIGUETTO FILHO, J. M.; MARCHIORO, N. P. X. **Diagnóstico e problemática para a pesquisa.** In: RAYNAUT, C. et al. Desenvolvimento e meio ambiente: em busca da interdisciplinaridade – pesquisas rurais e urbanas. Curitiba: UFPR, p. 159-194, 2002.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: Uma revisão para peixes e camarões.** Florianópolis (SC): Ed. UFSC. p. 166, 1997.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D.F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M. **Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos.** Ciência, saúde coletiva, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.
- ARMANI, F. A. S.; FERREIRA, L. R. A.; OLIVEIRA, F. M. M; GOETZE, P. F. B.; SILVA, C. A. **Qualidade dos rios urbanos das cidades de Matinhos- PR e Pontal do Paraná- PR.** Revista Técnico-Científica, n. 14, 2018.
- ASLAN, J. F.; PINTO, A. E. M.; OLIVEIRA, M. M. de. **Poluição do meio ambiente marinho: um breve panorama dos princípios, instrumentos jurídicos e legislação brasileira.** Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas, n. 9, p. 175-186, Macapá, 2017.
- BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura.** Santa Maria, Brasil: Ed. UFSM, ed. 3, 352 p., 2017.
- BARBIERI, E; MARQUES, H. L. A.; BONDIOLI, A. C. V.; CAMPOLIM, M. B.; FERRARINI, A. T. **Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP.** O Mundo da Saúde, São Paulo-SP, n. 38, v. 1, p. 105-115, 2014.
- BASTOS, L. R. de S. **Fisiologia de teleósteos expostos à contaminação e alterações nas concentrações de amônia, sal e oxigênio.** 273 f. Tese (Ciências Biológicas- Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba – PR, 2011.
- BEMVENUTI, M. de A.; FISCHER, L. G. **Peixes: Morfologia e adaptações.** Cadernos de Ecologia Aquática, v. 5, n. 2, p. 31-54, Rio Grande - RS, 2010.

BENDHACK, F. **Respostas fisiológicas do matrinxã *Brycon amazonicus* após mudança de ambientes com diferentes concentrações de sais de cálcio e de sódio.** 97 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal – SP, 2008.

BERNET, D.; SCHMIDT, H.; MEIER, W.; BURKHARDT-HOLM, P.; WAHLI, T. **Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution.** J. Fish Dis., v.22, p. 25-34, 1999.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. **Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor.** *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. 3, p. 266-271, 2001.

BERTOLETTI, E. **Ensaios biológicos com organismos aquáticos e sua aplicação no controle da poluição.** Série Didática – Água, CETESB. São Paulo, n. 11, 80 p. 1992.

BOLNER, K. C. dos S. **Parâmetros metabólicos e íons plasmáticos de piavas (*Leporinus obtusidens*) expostas a diferentes níveis de oxigênio dissolvido e amônia.** 59 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria – RS, 2007.

BONGA, S. W. **The stress response in fish.** *Physiological Reviews*, v. 77, p. 591-625, 1997.

BÓRQUEZ, A.; CERQUEIRA, V. R. **Feeding behavior in juvenile snook, *Centropomus undecimalis*: I. Individual effect of some chemical substances.** *Aquaculture*, v. 169, ed. 1-2, p. 25-35, 1998.

BOWER C. E.; BIDWELL, J. P. **Ionization of Ammonia in Seawater: Effects of Temperature, pH, and Salinity.** J. Fish. Res. Board Can., v. 35, p. 1012-1016, 1978.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management.** Kluwer Academic Publishers: Norwell, 700 p., 1998.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios.** Cad. Saúde Pública. Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** 2005.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CERQUEIRA, V. R. **Cultivo do Robalo: Aspectos da Reprodução, Larvicultura e Engorda.** Ed. do autor. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 94 p., 2002.

CERNA, C. E. L. **Degradação da amônia em efluentes com Ácido de Caro**. 120f. Dissertação (Mestrado) – Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. 2011.

COX, M. J. F. **Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea em un reactor secuencial de biopelícula**. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco. 2009.

CUMIN, A.; CATTANI, A. P.; SILVA, A. S. de; MELLO, C. de A.; POSSATTO, F. E.; FREDO, G. C.; CALDEIRA, G. A.; BUMBEER, J. de A.; SANTOS, L. de O.; MÜLLER, M. E. J. **REBIMAR: Levando a região costeira paranaense para sala de aula**. Pontal do Paraná: Associação MarBrasil, 50 p., 2011.

CUNHA, V. L. da. **Avaliação do comportamento osmorregulatório da tainha *Mugil liza*: implicações para sua produção em cativeiro**. 147f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande - RS, 2012.

CRUZAT, V. F.; PETRY, E. R.; TIRAPÉGUI, J. **Glutamina: Aspectos bioquímicos, metabólicos, moleculares e suplementação**. Rev. Bras. Med. Esporte, v. 15, n. 5, 2009.

DAROS, F. A. L. de M. **Estudo da ictiofauna costeira no Litoral do Paraná e adjacências através de censos visuais e microquímica de otólitos**. 106 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba – PR, 2014.

DAY Jr., J. W.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; HALL, C. A. S. **Estuarine Ecology**. New York: Wiley, 558 p., 1989.

DOMINGOS, F. X. V. **Biomarcadores de contaminação ambiental em peixes e ostras de três estuários brasileiros e cinética de derivados solúveis do petróleo em peixes**. 118 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)- Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba – PR, 2006.

DUARTE, A. A. L. S.; VIEIRA, J. M. P. **Caracterização dos ambientes estuarinos: Mistura em Estuários**. Departamento de Engenharia Civil (Universidade do Minho). Braga, Portugal, n. 6, 1997.



EDDY, F. B. **Osmotic and ionic regulation in captive fish with reference to salmonids**. Comparative Biochemistry and Physiology, Philadelphia, v. 73B, p. 125-141, 1982.

ELSTE, G. A. S.; ZANLORENCI, G. A.; LAUTERT, L. F. C.; NAZÁRIO, M. G.; MARQUES, P. H. C.; QUADROS, J. **A contaminação do rio Guaraguaçu (Litoral do Paraná): limites e riscos ao desenvolvimento territorial regional**. Guaju, Matinhos, v. 5, n. 2, p. 54-70, 2019.

ERICKSON, R. J. **An evaluation of mathematical models for the effects of ph and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms**. Water Research, n. 19, p. 1047-1058, 1985.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos da limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1998.

EVANS, D. H. **The fish gill: Site of Action and model for toxic effects of environmental pollutants**. Environmental Health Perspectives, v. 71, p. 47-58, 1987.

EVANS, D. H.; PIERMARINI, P. M.; CHOE, K. P. **The multifunctional fish gill: dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste**. Physiol Rev, v. 85, p. 97-177, 2005.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; BARRIL, M. E.; ARAUJO, K. C. B. de; GODEFROID, R. S. **A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil**. Cadernos da Escola de Saúde – Ciências Biológicas, UNIBRASIL, n. 1, 2008.

FÁVARO, L. F. **A ictiofauna de áreas rasas do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná**. 80 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP, 2004.

FELDHUSEN, F. **The role of seafood in bacterial foodborne diseases**. Microbes and Infection, v. 2, p.1651-1660, 2000.

FERGUSON, H. W. **Systemic pathology of fish, a text and atlas of comparative tissue responses in diseases of teleosts**. Ames: Iowa State University Press, 263 p., 1989.

FERNANDES, C.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; ROCHA, E.; SALGADO, M. A. **Monitoring pollution in Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal: Liver histological and biochemical effects in *Liza saliens***. Environ Monit Assess. v. 145, p. 315–322, 2008.

FERREIRA, M. F. S. **Impacto dos poluentes metálicos em ecossistemas aquáticos**. In: I Seminário sobre poluição por metais pesados. Brasília, SEMA, p. 17-23, 1979.

FIORENTINI, C.; BARBIERI, E.; FALZANO, L.; MATARESSE, P.; BAFONNE, W.; PIANETTI, A.; KATOULI, M.; KUHN, I.; MOLLBY, R.; BRUSCOLINI, F.; CASIERE, A.; DONELLI, G. **Occurrence, diversity and pathogenicity of mesophilic *Aeromonas* in estuarine waters of the Italian coast of the Adriatic Sea.** Journal Applied Microbiology, v. 85, p. 501-511, 1998.

FISHER, L. G.; PEREIRA, L. E. D.; VIEIRA, J. P. **Peixes estuarinos e costeiros.** Série Biodiversidade do Atlântico Sudoeste. Ecoscientia, Rio Grande, 131 p., 2011.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Ministério da Saúde – Brasília: Funasa, 112p., 2014.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. **O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da Bacia Amazônica.** Departamento de Ciências Pesqueiras - Universidade Federal do Amazonas. Revista agrogeoambiental, 2009.

FROMM, P. O.; GILLETTE, J. R. **Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo Gairdneri*).** Comp. Biochem. Physiol., v. 26, p. 887-896, 1968.

GANGUILHET, G. **Avaliação dos parâmetros hematológicos e bioquímicos de *Mugil liza* e *Mugil curema* como possíveis biomarcadores de impactos antrópicos na estação ecológica de Carijós.** Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis-SC, 2019.

GÖRGÉNYI, M.; DEWULF, J.; LANGENHOVE, H. V.; KIRÁLY, Z. **Solubility of volatile organic compounds in aqueous ammonia solution.** Chemosphere, p.1-8, 2005.

GUAITA, G. R.; FERREIRA, L. B.; TIEPOLO, L. M. **Histórico de ocupação e diagnóstico ambiental do Município de Pontal do Paraná: subsídios para o planejamento ambiental.** Anais VII Colóquio de Transformações Territoriais, 2008.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. **The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures.** Bioresource Technology, v. 133, p. 59-67, 2013.

HARGREAVES, J. A. **Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds.** Aquaculture, Mississippi State, v. 166, p.181-212, 1998.

HARGREAVES, J. A.; KUCUK, S. **Effects of diel un-ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel catfish, and blue tilapia.** Aquaculture, Mississippi State, v. 195, p.163-181, 2001.

HARRISON, I. J. **Mugilidae, Mulletts.** In: K. E. Carpenter (Ed) FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic 2: p. 1071-1085, 2002.

HIBIYA, T. **An atlas of fish histology, normal and pathological features**. New York: Gustav Fischer Verlag, 1982.

HINTON, D. E.; BAUMANN, P. C.; GARDNER, G. R.; HAWKINS, W. E.; HENDRICKS, J. D.; MURCHELANO, R. A.; OKIHIRO, M. S. **Histopathologic Biomarkers**. In: HUGGETT, R. J.; KIMERLI, R. A.; MEHRLE, P. M.; BERGMAN, H. L. Biomarkers biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Boca Raton: Lewis Publishers, cap. 4, p. 155 –196, 1992.

HOWARTH, R. W.; MARINO, R.; SCAVIA, D. **Nutrient Pollution in Coastal Waters: Priority Topics for an Integrated National Research Program for the United States**. U. S. Department of Commerce – National Oceanic and Atmospheric Administration. Woods Hole – Massachusetts, 2003.

IDE, A. H. **Produtos farmacêuticos e de higiene pessoal no Rio Iguaçu e seus afluentes**. 115f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Curitiba - PR, 2014.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Diretrizes para uma política estadual de ecoturismo**. Curitiba: SEMA/PR, SEET/PR, SPVS, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo demográfico 2020**. Disponível em: <  
<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/panorama>>. Acesso em: 28 de nov. de 2020.

JOBLING, M. **Environmental biology of fishes**. London: Chapman & Hall, 455 p., 1995.

JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Histologia Básica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., ed. 10, 2004.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. CRC. Press, Boston, 391 p., 1986.

KUBITZA, F. **O impacto da amônia, do nitrito e do nitrato sobre o desempenho e a saúde dos peixes e camarões**. Panorama da Aqüicultura: A água na aquicultura – Parte 3, v. 27, n. 164, 2017.

LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. **Why do juveniles fish utilize mangrove habitats?**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 257, ed. 2, p. 229-253, 2000.

LANGER, S. L.; VARGAS, V. M. F.; FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L. R. **Effects of bacterial infestation caused by human wastes on the skin structures of *Mugil platanus* Günther, 1880 (Mugilidae)**. Braz. J. Biol., v. 69, n. 2, p. 333-338, 2009.

LANGIANO, V. do C. **Toxicidade do Roundup® e seus efeitos para o peixe neotropical *Prochilodus lineatus***. 63f. Dissertação (Mestrado em Ciência Biológicas - Zoologia a Botânica) - Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina - PR, 2006.

LEITE, M. J. C. **Utilização de microorganismos eficazes como probiótico no cultivo da Tilápia do Nilo**. 63f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Zootecnia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia - PB, 2009.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. da S.; CIRIO, S. M. **Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático**. Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient., Curitiba, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. **Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, v. 22, n. 3, p. 667-675, 2005.

MADUENHO, L. P.; MARTINEZ, C.B.R. **Acute Effects of Diflubenzuron on the Neotropical Freshwater Fish *Prochilodus lineatus***. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2007.

MANO, E. B.; PACHECO, B. A. V.; BONELLI, C. M. C. **Meio ambiente, poluição e reciclagem**. São Paulo: Blucher, 200 p., 2005.

MARQUES, P. H. C. **Água e sustentabilidade territorial: conflitos e limites dos mananciais da serra da prata (Litoral do Paraná) frente a políticas públicas e projetos de desenvolvimento regional**. Anais do II Simpósio Brasileiro de Desenvolvimento Territorial sustentável. Matinhos, 2017.

MARSHALL, W. S.; GROSELL, M. **Ion transport, osmoregulation, and acid-base balance**. In The Physiology of Fishes (ed. by D. H. Evans & J. B. Claiborne), Taylor & Francis, Boca Raton - Flórida, p. 177-230, 2006.

MARTINEZ, C. B. dos R.; AZEVEDO, F.; WINKALER, E. U. **Toxicidade e efeitos da amônia em peixes neotropicais**. Cap. 06, 2006.

MAZEAUD, M. M.; MAZEAUD, F.; DONALDSON, E. M. **Primary and secondary effects of stress in fish: some new data with a general review**. Transactions of the American Fisheries Society, v. 106, n. 3, p. 201-212, 1977.

MEADE, J. **Aquaculture Management**. AVI Book. New York, 175 p., 1989.

MENEZES, N. A. **Guia prático para conhecimento e identificação das tainhas e paratis (Pisces, Mugilidae) do litoral brasileiro**. Revista Brasileira de Zoologia, São paulo, v. 2, n. 1, p. 1-12, 1983.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill. 2003.

MIRANDA-FILHO, K. C.; WASIELESKY- Jr, W.; MAÇADA, A. P. **Efeito da amônia e nitrito no crescimento da tainha Mugil platanus (Piscies, Mugilidae)**. Rev. Brasil. Biol. v. 55, p. 45-50, 1995.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. O. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana**. Revista Saúde Pública, v. 36, n. 3, 2002.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. dos. **Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil**. Revista DAE, n. 215, v. 67, 2019.

MOREIRA, H. L. M.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P.; ZIMMERMANN, S. **Fundamentos da moderna aquicultura**. Ed. ULBRA, Canoas, 200 p., 2001.

MOUSSA, M. S.; SUMANASEKERA, D. U.; IBRAIM, S. H.; LUBBERDING, H. J.; HOOIJMANS, C. M.; GIJZEN, H. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers**. Water Res., n. 40, v. 7, p. 1377-1388, 2006.

MUCHA, A. P.; ALMEIDA, C. M. R. **Biorremediação de contaminantes em ambientes costeiros e estuarinos**. Sociedade Portuguesa de Biotecnologia, Boletim biotecnologia, série 2, n. 5, p. 47, 2014.

MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; ARIAS-GONZALEZ, J. E.; LINDEMAN, K. C.; BLACKWELL, P. G.; GALL, A. **Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean**. Nature, v. 427, p. 533-536, 2004.

NANES, M. B. **Influência da amônia livre na nitrificação parcial em reatores em série anaeróbio e aeróbio**. 83f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2017.

NEUHOLD, J. M. **Toward a meaningful interaction between ecology and aquatic toxicology**. In: Aquatic Toxicology and Environmental fate: Ninth Volume. ASTM Special Technical Publication 921. Philadelphia, p. 11-21, 1985.

NDAW, S. M. **Atividade e funcionalidade das comunidades nitrificadoras, desnitrificadoras e fixadoras de nitrogênio em solos sob diferentes coberturas vegetais na região norte do estado do Rio de Janeiro**. 134f. Tese (Doutorado) – Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ, 2007.

ØKELSRUD, A.; PEARSON, R. G. **Acute and postexposure effects of ammonia toxicity on juvenile Barramundi (*Lates calcarifer* [Bloch])**. Arch. Environ. Contam. Toxicol., n. 53, p. 624-631, 2007.

OLIVEIRA, S. S.; WASIELESKY, W. J. R.; BALLESTER, E. L. C.; ABREU, P. C. **Caracterização da Assembleia de bactérias nitrificantes pelo método “Fluorescente in situ Hybridization” (FISH) no biofilme e água de larvicultura do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis***. Atlântica, v. 28, p. 33-45, 2006.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Paraná Mar e Costa: subsídios ao ordenamento das áreas estuarina e costeira do Paraná**. Projeto Gestão Integrada da Zona Costeira do Paraná com ênfase na área marinha. Programa Nacional de Meio Ambiente - PNMA II. Curitiba, 2006.

PASCHE, M. S.; LANZENDORF, F. N. **Diferença entre peixes de água salgada e peixes de água doce**. Revista Maiêutica, Indaial, v. 5, n. 1, p. 57-68, 2017.

PATRONA, L. D. **Contribution à la biologie du "robalo" *Centropomus parallelus* (Pisces Centropomidae) du Sud-Est du Brésil: possibilités quacoles**. 175 f. Thèse (Doctorat de 3ème Cycle, Sciences et Techniques en Productions Animales) – Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 1984.

PEDROTTI, F. S. **Toxicidade aguda de amônia e nitrito em juvenis de Robalo-flecha *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae)**. 83 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis - SC, 2018.

PEREIRA, B. F. **Análise dos efeitos da exposição a ambientes poluídos na morfologia e no envelhecimento precoce, de brânquias e fígado em peixes**. Tese (Doutorado em Biologia Celular e Molecular) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Rio Claro – SP, 2014.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. **A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água: Uma revisão**. Boletim do Instituto de Pesca, v. 31, p. 81-88, 2005.

PERSON-LE, J. R.; CHARTOIS, H.; QUEMENER, L. **Comparative acute ammonia toxicity in marine fish and plasma ammonia response**. Aquaculture, v. 136, p.181-194, 1995.

PÉQUEUX, A. **Osmotic regulation in crustaceans**. J Crust. Biol., n. 15, p. 1-60, 1995.

PIEDRAS, S. R. N.; OLIVEIRA, J. L. R.; MORAES, P. R. R.; BAGER, A. **Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum* (JENYNS, 1842)**. Ciênc. Agrotec., lavras, v. 30, n. 5, p. 1008-1012, set/ out, 2006.

PIERRI, N.; ANGULO, R. J.; SOUZA, M. C. de; KIM, M. K. **A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências**. Desenvolvimento e Meio Ambiente – Editora UFPR, n. 13, p. 137 – 167, 2006.

POTTER, I. C.; CLARIDGE, P. N.; WARWICK, R. M. **Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage**. Marine Ecology of Progress Series, v. 32, p. 217-226, 1986.

POSTGATE, J. R. **The fundamentals of nitrogen fixation**. Cambridge: Cambridge University Press, 252 p., 1987.

PRÓSPERI, V. A. **Aplicação de testes de toxicidade com organismos marinhos para a análise de efluentes industriais lançados em áreas estuarinas**. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 1993.

PDS LITORAL. **Plano para o desenvolvimento sustentável do litoral do Paraná**. Volume 3 – Aspectos ambientais. Curitiba-PR, 2018.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Introduction**. In: Rand, G.M., Petrocelli, S.R. Eds. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Hemisphere Publishing, Washington-DC, p. 1–28, 1985.

RANDALL, R.; BURGGREN, W.; FRENCH, K. **Eckert Animal Physiology: mechanisms and adaptations**. W. H. Freeman and Company, ed. 4, 1997.

RANDALL, D. J.; TSUI, T. K. N. **Ammonia toxicity in fish**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p.17-23, 2002.

RANDALL, D. J.; WILSON, J. M.; PENG, K. W.; KOK, T. W. K.; KUAH, S. S. L.; CHEW, S. F.; LAM, T. J.; IP, I. K. **The mudskipper, *Periophthalmodon schlosseri*, actively transports NH<sub>4</sub><sup>+</sup> against a concentration gradient**. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, v. 277, n. 6, p. 1562-1567, 1999.

RANDALL, D. J.; WOOD, C. M.; PERRY, S. F.; BERGMAN, H.; MALOY, G. M. O.; MOMMSEN, T. P.; WRIGHT, P. A. **Urea excretion as a strategy for survival in a fish living in a very alkaline environment**. *Nature*, v. 337, p. 165–166, 1989.

REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. **Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água**. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

RIBEIRO, N. U. F.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Peixes como bioindicadores de agrotóxicos em ambientes aquáticos**. *Revista científica ANAP Brasil*, v.11, n. 22, p. 65-75, 2018.

RIBEIRO, P. A. P.; MELO, D. C. de; COSTA, L. S.; TEIXEIRA, E. A. **Manejo nutricional e alimentar de peixes de água doce**. Belo Horizonte – MG, 2012.

RIGHI, D. A.; SPINOSA, H. S.; PALERMO-NETO, J. **Toxicidade aplicada à medicina veterinária**. Ed. Manole, Barueri – SP, 942 p., 2008.

RIVAS, L. R. **Systematic review of perciform fishes of the genus *Centropomus***. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH), Copeia*, v. 1986, n. 3, p. 579-611, 1986.

SADAUSKAS-HENRIQUE, H.; BENZE, T. P.; FERNANDES, M. N. **Distribuição de células mucosas nas brânquias de *Astynax fasciatus* e *Pimelodus maculatus*, coletados no reservatório da UHE de Furnas (MG)**. In: I Simpósio de ecologia do programa de pós-graduação em ecologia e recursos naturais da Universidade Federal de São Carlos. *Anais, São Carlos*, p. 237-243, 2007.

SAMPAIO, L. A.; WASIELESKY, W.; MIRANDA, K. C. **Effect of salinity on acute toxicity of ammonia and nitrite to juvenile *Mugil platanus***. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 68, p. 668-674, 2002.

SECKENDORFF, R. W.; AZEVEDO, V. G. **Abordagem histórica da pesca da Tainha *Mugil platanus* e do Parati *Mugil curema* (PERCIFORMES: MUGILIDAE)**

**no litoral do Estado de São Paulo.** Série de Relatório Tecno-Científico, São Paulo, n. 8, 2007.

SERIANI, R.; ABESSA, D. M. de S.; PEREIRA, C. D. S.; KIRSCHBAUM, A. A.; ASSUNÇÃO, A.; RANZANI-PAIVA, M. J. T. **Influence of seasonality and pollution on the hematological parameters of the estuarine fish *Centropomus parallelus*.** Brazilian Journal of Oceanography, v. 61, n. 2, p. 105-111, 2013.

SILVA, J. F. M da; VALOTTA, L. A. **Mecanismos de osmorregulação em animais I.** In: Tópicos em fisiologia comparativa. Departamento de fisiologia – Instituto de biociências (USP), São Paulo, 106 p., 2006.

SILVA, S. R. C. da. **Material didático-pedagógico sobre a tainha (*Mugil Platanus*) - pesca e biologia.** Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2003.

SODRÉ, F. F. **Fontes difusas de poluição da água: Características e métodos de controle.** Grupo de Automação, Quimiometria e Química Ambiental (AQQUA), Instituto de Química - Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2012.

SCHWAIGER, J.; WANKE, R.; ADAM, S.; PAWERT, M.; HONNEN, W.; TRIEBSKORN, R. **The use of histopathological indicators to evaluated contaminant-related stress in fish.** J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov., v. 6, p. 75 – 86, 1997.

SMART, G. R. **Investigations of the toxic mechanisms of ammonia to fish: gas exchange in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to acutely lethal concentrations.** Journal of Fish. Biology, v. 12, n. 1, p. 93-104, 1978.

STEGEMAN, J. J.; LECH, J. J. **Cytochrom p-450 monoocygenase systems in aquatic species: carcinogen metabolism and biomarkers for carcinogen and pollutant exposure.** Environ. Health Persp., v. 90, p. 93 – 100, 1991.

TAYLOR, J. R.; GROSELL, M. **Feeding and osmoregulation: dual function of the marine teleost intestine.** The Journal of Experimental Biology, v. 209, p. 2939-2951, 2006.

TEIXEIRA, R. L. **Distribution and feeding habits of the young common snook, *Centropomus undecimalis* (Pisces: Centropomidae), in the shallow waters of a tropical Brazilian estuary.** Bol. do Museu de Biol. Mello Leitão, Santa Teresa, v. 6, p. 35-46, 1997.

TEMPLE, S.; CERQUEIRA, V. R.; BROWN, J. A. **The effects of lowering prey density on the growth, survival and foraging behavior of larval fat snook (*Centropomus parallelus* poey 1860).** Aquaculture, v. 233, p. 205-217, 2004.

TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G.M. de; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; MAGRO, J. D. **Influence of urbanisation on water quality in the basin of**



**the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil.** *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 2, p. 189-199, 2011.

TOMASSO, J. R. **Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals.** *Reviews in Fisheries Science*, v. 2, n. 4, p. 291-314, 1994.

TOMMASI, L. R. **Considerações ecológicas sobre o sistema estuarino de Santos (SP).** 247 p. Tese (livre docência) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (USP), v. 1, 1979.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** 12 ed., Porto Alegre: Artmed, 2017.

TUZUKI, B. L. L.; DELUNARDO, F. A. C.; RIBEIRO, L. N.; MELO, C. P. de; GOMES, L. C.; CHIPPARI-GOMES, A. R. **Effects of manganese on fat snook *Centropomus parallelus* (Carangaria: Centropomidae) exposed to different temperatures.** *Neotropical Ichthyology*, n. 15, v. 4, 2017.

THOMAS, P. **Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring.** In: *Biological Indicators of Stress in Fish*. American Fisheries Society, Maryland- USA, p. 9-28, 1990.

TRUHAUT, R. **Ecotoxicology: Objectives, Principles and Perspectives.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 1, p. 151-173, 1977.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Ambient aquatic life water quality criteria for ammonia (salt water).** Rhode Island: Office of Research and Development/ Environmental Research Laboratory, 1989.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Water Quality Criteria 1972.** Environmental Protection Agency. EPA-R3-73-033, 594 p., 1973.

VELCHEVA, I.; TOMOVA, E.; ARNAUDOVA, D.; ARNAUDOV, A. **Morphological investigation on gills and liver of freshwater fish from dam lake “Studen kladenets”.** *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, v. 16, n. 3, p. 364-368, 2010.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2ª ed. V. 1. Belo Horizonte, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte: Editora UFMG, 4. ed., v. 1, 472 p., 2014.

WALSH, P. J.; VEAUUVY, C. M.; McDONALD, M. D.; PAMENTER, M. E.; BUCK, L. T.; WILKIE, M. P. **Piscine insights into comparisons of anoxia tolerance, ammonia toxicity, stroke and hepatic encephalopathy.** *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, v. 147, p. 332-343, 2007.

WEAST, R. C.; ASTLE, M. J. **CRC Handbook of Chemistry and Physics**. 59th ed. CRC Press Inc., Boca Raton-FL, 1978.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Ecología de la zona costera: Análisis de siete tópicos**. AGT Editor, S. A., México, 189 p., 1986.

ZENI, T. O.; OSTRENSKY, A.; WESTPHAL, G. G. C. **Respostas adaptativas de peixes a alterações ambientais de temperatura e de oxigênio dissolvido**. Archives of Veterinary Science, v. 21, n.3, p. 01-16, 2016.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. **Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations**. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.; SANTO, H. M. V. E.; DIAS, M. S.; GALUCH, A. V.; AKAMA, A. **Guia de peixes da Reserva Ducke - Amazônia Central**. Editora INPA, 155 p., Manaus, 2015.